

# **Dinámica del carbono en sistemas agrícolas bajo siembra directa: nuevas evidencias obtenidas mediante el uso de $^{13}\text{C}$ sobre la importancia de las raíces, la calidad de los residuos y el laboreo**

*Tesis presentada para optar al título de Doctor de la Universidad de Buenos Aires,  
Área Ciencias Agropecuarias*

**Sebastián Mazzilli Vanzini**  
Ingeniero Agrónomo, UDELAR, 2005

Lugar de trabajo: Universidad de la República – Facultad de Agronomía – Estación  
Experimental M. A. Cassinoni



**FAUBA**

Escuela para Graduados Ing. Agr. Alberto Soriano  
Facultad de Agronomía – Universidad de Buenos Aires



## COMITÉ CONSEJERO

Director de tesis  
**Gevasio Piñeiro**  
Ingeniero Agrónomo, UDELAR  
Doctor en Ciencias Agropecuaria, UBA

Co-director  
**Armen Kemanian**  
Ingeniero Agrónomo, UDELAR  
PhD, Whashington State University

Consejero de Estudios  
**Antonio Hall**  
Ingeniero Agrónomo (UBA)  
PhD, Macquarie University

## JURADO DE TESIS

Director de tesis  
**Gevasio Piñeiro**  
Ingeniero Agrónomo, UDELAR  
Doctor en Ciencias Agropecuaria, UBA

JURADO  
**Roberto Álvarez**  
Ingeniero Agrónomo (UBA)

JURADO  
**Juan Alberto Galantinio**  
Ingeniero Agrónomo (Universidad Nacional del Sur)  
Magister en Ciencias Agrarias (UNS)  
Dottore di Ricerca in Chimica Agraria (Università degli Studi di Bari)

JURADO  
**Martín Díaz-Zorita**  
Ingeniero Agrónomo (UNLPam)  
Magister en Ciencias Agrarias (UNS)  
PhD (University of Kentucky)

Fecha de defensa de la tesis: 27 de febrero de 2015

*Le dedico este trabajo a mi familia  
(Carina, Joaquín y Alfonsina) por acompañarme  
incondicionalmente en este desafío.*

### **Agradecimientos.**

Quiero agradecer especialmente a mi esposa Carina por aguantarme en estos largos años en el cual llevé a cabo mi programa de doctorado además de las múltiples actividades adicionales. Además a mis hijos que nacieron durante este proceso (Joaquín y Alfósina) y los cuales me dieron energías para poder terminar.

También quiero agradecer a mis padres (Ruben y Estela) que me enseñaron que la única herramienta que nadie te puede sacar es el conocimiento y dejaron de lado tantas cosas personales y trabajaron mucho para que pudiera terminar mi grado.

Por otra parte, un especial agradecimiento a Gervasio Piñeiro que me “rescató” al inicio del doctorado cuando se me hacía difícil encaminar la ideas en algo concreto y a la buena disposición durante todo el proceso. Sin dudas sin sus aportes no hubiera podido llegar.

A Armen Kemanian, mi tutor a distancia, un particular agradecimiento por las cosas aprendidas, por los viajes a ROU que hizo sólo para trabajar conmigo, por los mail difícil de entender al principio que me hicieron cuestionar todo y llegar a un mejor producto final.

A Oswaldo Ernst, por el apoyo recibido durante todo el proceso, apoyo que significó tiempo libre de otras actividades para que pudiera trabajar tranquilo en el doctorado, proyectos para financiar los trabajos y tiempo personal para mejorar lo hecho.

Después hay mucha gente que colaboró de una manera u otra en los trabajos de tesis, en Uruguay en los trabajos de campo Gonzalo Ferreira y Darío Frost, en Argentina más gente de la que me puedo acordar, pero en los trabajos de fraccionamiento participaron Daniel Castillos, Priscila Pinto, Lorena Grion.

Un especial agradecimiento a la barra del LART y al “grupo de amigos de Gervasio” por la buena onda cada vez que estaba por el IFEVA y los comentarios que me hicieron para mejorar mi trabajo en las distintas oportunidades. Sin duda sin su aporte y cuestionamientos el producto sería distinto.

Por otra parte agradezco a todos los técnicos privados que colaboraron en la búsqueda de situaciones para muestrear en lo que aquí se presenta como Capítulo 4. En especial a Santiago Arana, Guillermo Scremini, Javier Moreira, Nicolás Berrutti y Gonzalo Giani.

Por último a Antonio Hall mi director de estudios, por los punzantes comentarios realizados durante el proceso que hicieron que me esforzara más para lograr un mejor trabajo.

A todos los que de alguna manera me ayudaron en este proceso y me hicieron mejor proyecto de investigador y mejor persona, va mi sincero saludo.

*Declaro que el material incluido en esta tesis es, a mi mejor saber y entender, original producto de mi propio trabajo (salvo en la medida en que se identifique explícitamente las contribuciones de otros), y que este material no lo he presentado, en forma parcial o total, como una tesis en ésta u otra institución.*

**Publicaciones derivadas de la tesis.**

- **Mazzilli, S.R;** Kemanian, A.R; Ernst, O.R; Jackson, R; Piñeiro, G. 2015. Greater humification of belowground than aboveground biomass carbon into particulate soil organic matter in no-till corn and soybean crops. *Soil Biology and Biogeochemistry*. *In press*. DOI: 10.1016/j.soilbio.2015.02.014
- **Mazzilli, S.R;** Kemanian, A.R; Ernst, O.R; Jackson, R; Piñeiro, G. 2014. Priming of soil organic carbon decomposition induced by corn compared to soybean crops. *Soil Biology and Biogeochemistry* 75, 273-281.
- **Mazzilli, S.R;** Piñeiro, G; Kemanian, A.R. 2012. Priming effects on soil organic carbon decomposition induced by high C:N crop inputs. *Agrociencia Special Issue – ISTRO 2012*: 191-193.
- **Mazzilli, S. R;** Piñeiro, G; García-Accinelli, G. 2010. ¿Cómo estimar correctamente la biomasa de raíces de cultivos agrícolas sembrados en hileras? *Resúmenes Simposio Sociedad Uruguaya de la Ciencia del Suelo*.

## ÍNDICE GENERAL

<b>CAPÍTULO 1- Introducción general .....</b>	<b>17</b>
<b>1.1. El problema de estudio. ....</b>	<b>18</b>
<b>1.2. El carbono orgánico del suelo y las preguntas sin responder. ....</b>	<b>20</b>
1.2.1. Importancia de las raíces en el balance de carbono en sistemas agrícolas. ....	24
1.2.2. Efecto “priming” sobre el carbono orgánico del suelo. ....	27
1.2.3. Balance de carbono en sistemas de cultivos anuales sin laboreo. ....	29
<b>1.3. Objetivo y organización de la tesis. ....</b>	<b>31</b>
<b>CAPÍTULO 2- El carbono estabilizado en la materia orgánica particulada en cultivos de soja y maíz en siembra directa es derivado principalmente de la biomasa subterránea. ....</b>	<b>33</b>
<b>2.1. Introducción.....</b>	<b>34</b>
<b>2.2. Materiales y métodos. ....</b>	<b>38</b>
2.2.1. Sito de estudio y diseño experimental. ....	38
2.2.2. Muestreo de suelos y cultivos. ....	40
2.2.3. Estimación de la tasa de descomposición y humificación de la MOP en parcelas sin intercambio de rastrojo. ....	43
2.2.4. Estimación de la humificación de la biomasa aérea y subterránea en la MOP en los tratamientos de intercambio de rastrojo. ....	44
2.2.5. Análisis estadístico. ....	46
<b>2.3. Resultados. ....</b>	<b>46</b>
<b>2.4. Discusión.....</b>	<b>53</b>
<b>2.5. Conclusiones.....</b>	<b>55</b>
<b>CAPÍTULO 3- Aumento de la tasa de descomposición y formación de carbono asociado a la fracción mineral de la materia orgánica luego del agregado de residuos de alta relación carbono:nitrógeno. ....</b>	<b>56</b>
<b>3.1. Introducción.....</b>	<b>57</b>
<b>3.2. Materiales y métodos. ....</b>	<b>61</b>
3.2.2. Muestreo de suelo y cultivos. ....	61
3.2.3. Estimación de h, k y flujos de C.....	63
3.2.4- Análisis estadístico. ....	68
<b>3.3. Resultados. ....</b>	<b>68</b>
3.3.1. Ingreso de residuos. ....	68

3.3.2. <i>Dinámica del carbono orgánico del suelo.</i>	70
3.4. <i>Discusión.</i>	74
3.5. <i>Conclusiones.</i>	79
<b>CAPÍTULO 4- Cambios en los contenidos de carbono orgánico del suelo ocurridos durante los primeros años luego del reemplazo de pastizales naturales por cultivos agrícolas en siembra directa.</b>	<b>80</b>
4.1. <i>Introducción.</i>	81
4.2. <i>Materiales y métodos.</i>	85
4.2.1. <i>Sitos de estudio y diseño experimental.</i>	85
4.2.2. <i>Muestreos de campo y análisis de laboratorio.</i>	87
4.2.3. <i>Caracterización de los sitios.</i>	88
4.2.4. <i>Estimación de la productividad primaria neta a partir de sensores remotos en los pastizales.</i>	90
4.2.5. <i>Estimación de la productividad primaria neta a partir de datos de rendimiento en los cultivos agrícolas.</i>	91
4.2.6. <i>Análisis estadístico.</i>	92
4.3. <i>Resultados.</i>	93
4.3.1. <i>Cambios en los contenidos de carbono orgánico y nitrógeno total del suelo.</i>	93
4.3.2. <i>Cambios en la producción de residuos de C aportados al suelo.</i>	97
4.4. <i>Discusión.</i>	99
4.5. <i>Conclusiones.</i>	102
<b>CAPÍTULO 5- Dinámica del carbono en sistemas agrícolas bajo siembra directa: Síntesis y conclusiones generales.</b>	<b>104</b>
5.1. <i>Nuevo diagrama de intercambio de C en un ecosistema agrícola.</i>	105
5.2. <i>Impacto de las raíces en el carbono orgánico del suelo.</i>	107
5.3. <i>Flujos de carbono en el suelo en sistemas agrícolas en siembra directa.</i>	112
5.4. <i>Aceleración de la descomposición del COS (efecto “priming”).</i>	116
5.5. <i>El balance de carbono en sistemas reales de producción.</i>	119
5.6. <i>Aportes de esta tesis y posibles líneas de investigación futuras.</i>	123
<b>Bibliografía</b>	<b>127</b>



## ÍNDICE DE CUADROS

<b>Cuadro 2.1.</b> Rendimiento y biomasa acumulada en los dos años del experimento, concentración de nitrógeno y carbono, relación C:N y $\delta^{13}\text{C}$ en la biomasa aérea y subterránea de cultivos de maíz y soja. ....	43
<b>Cuadro 2.2.</b> Promedio de contenido de MOP, $\delta^{13}\text{C}$ en la MOP para los diferentes tratamientos analizados a las profundidades de 0-5 y 0-10 cm. ....	47
<b>Cuadro 2.3.</b> Media y desvío estándar de la tasa de descomposición ( $k_{MOP}$ ) y tasa de humificación de C de ingresos ( $h_{MOP}$ ) en MOP para parcelas de maíz y soja. ....	49
<b>Cuadro 2.4.</b> Fracción del C que ingresó a la MOP proveniente de la biomasa subterránea, tasa de humificación aérea y subterránea en MOP a la profundidad de 0-5 y 0-10 cm, en parcelas con maíz y soja. ....	51
<b>Cuadro 3.1.</b> Biomasa acumulada de cultivos luego de dos años, concentración de C y N en cultivos y $\delta^{13}\text{C}$ (media y error estándar) en biomasa aérea y subterránea de cultivos de soja y maíz para los primeros 0-5 cm de profundidad. ....	69
<b>Cuadro 3.2.</b> Carbono total en la biomasa subterránea para maíz y soja en dos años. ....	70
<b>Cuadro 3.3.</b> Contenido de C y señal de $\delta^{13}\text{C}$ por profundidad y momento de muestreo para las parcelas de cultivos puros. ....	71
<b>Cuadro 3.4.</b> Tasa de descomposición ( $k_{MOP}$ y $k_{MOAM}$ ) y tasa de humificación de residuos en MOP ( $h_{vMOP}$ ) y MOAM ( $h_{vMOAM}$ ) para los tratamientos de maíz y soja en los primeros 5 cm de profundidad. Cada valor es un promedio de tres parcelas. El valor P indica el valor de probabilidad de diferencias significativas entre maíz y soja. ....	73
<b>Cuadro 4.1.</b> Descripción de los sitios de estudio y secuencia de cultivos desde el inicio de la agricultura hasta el momento de muestreo. ....	86
<b>Cuadro 4.2.</b> Densidad aparente, % Arcilla y % Arena en zonas adyacentes de pastizal natural (Pz) y agricultura (Ag) para todos los sitios de estudio en los primeros 30 cm de suelo. ....	89
<b>Cuadro 4.3.</b> Cambios en el contenido de COS y Nt, relación C:N y señal de $^{13}\text{C}$ en el suelo entre el pastizal y el sistema de cultivo a dos profundidades y años de agricultura. ....	95
<b>Cuadro 5.1.</b> Valores utilizados para realizar cálculos de la Figura 5.4, considerando los primeros 5 cm de perfil de suelo. Toda la información proviene de los experimentos realizados en la tesis. ....	114
<b>Cuadro 5.2.</b> Descripción de los experimentos en la región que evalúan cambios en el COS. ....	121

## ÍNDICE DE FIGURAS

<b>Figura 1.1.</b> Diagrama del intercambio de carbono en un ecosistema agrícola (a), detallando las vías de entrada y salida del carbono al suelo (b). Los rectángulos indican reservorios de C y las flechas indican flujos.....	22
<b>Figura 2.1.</b> Diagrama de tratamientos. A la izquierda puede observarse la ubicación de la parte aérea y subterránea durante el ciclo de crecimiento de los cultivos y a la derecha la ubicación de los residuos aéreos y subterráneos luego de la cosecha y realizado el intercambio de rastrojos. Los tratamientos incluyen soja (S) y maíz (M) como parte aérea y subterránea (aéreo/subterráneo).....	40
<b>Figura 2.2.</b> Representación esquemática de los valores iniciales y finales de $\delta^{13}\text{C}$ de la MOP (promedio 0-10 cm) para cada tratamiento. Para facilitar la visualización de los cambios en $\delta^{13}\text{C}$ durante el experimento, la condición inicial está representada en el centro de la figura, con los tratamientos puros en los extremos, en el izquierdo M/M y en el extremo derecho S/S y los tratamientos de intercambio en el medio.....	48
<b>Figura 2.3.</b> Diferencias entre $\delta^{13}\text{C}$ de la MOP inicial (2007) y final (2009) para cada tratamiento para la profundidad 0-5 y 0-10 cm.....	49
<b>Figura 2.4.</b> Flujos de C estimados en cultivos de maíz y soja. Los números en itálica junto con las flechas representan el flujo de C como porcentaje de la productividad primaria neta total (PPN) del cultivo. Los números dentro de las cajas representan la producción acumulada de residuos y granos y la cantidad de C estabilizado en MOP derivada de residuos aéreos y subterráneos en $\text{Mg C ha}^{-1}\text{año}^{-1}$ . La estimación de flujos hacia MOAM no fue posible para los tratamientos de intercambio de rastrojo.....	52
<b>Figura 3.1.</b> Diagrama de flujos de C estimados. $C_V$ : Ingreso de C de residuos de la vegetación; $\text{MOP}_n$ : MOP nuevo a partir de $C_V$ ; $\text{MOP}_o$ : MOP original o nativo presente al inicio del experimento; $\text{MOAM}_{(\text{veg})}$ : MOAM nuevo a partir de $C_V$ ; $\text{MOAM}_{(\text{MOPn})}$ : MOAM nuevo a partir de $\text{MOP}_n$ ; $\text{MOAM}_{(\text{MOPo})}$ : MOAM nuevo a partir de $\text{MOP}_o$ ; $\text{MOAM}_o$ : MOAM original o nativo presente al inicio del experimento; $h_{v\text{MOP}}$ = tasa de humificación de $C_V$ en MOP; $h_{v\text{MOAM}}$ = tasa de humificación de $C_V$ en MOAM; $k_{\text{MOP}}$ = tasa de descomposición de MOP; $k_{\text{MOAM}}$ = tasa de descomposición de MOAM.....	64
<b>Figura 3.2.</b> Representación esquemática de los cambios en los valores de $\delta^{13}\text{C}$ inicial y final en las diferentes fracciones del suelo (promedio 0-5 cm) y tratamientos. Las condiciones iniciales están representadas en el centro de la figura. MOP: materia orgánica particulada; MOAM: materia orgánica asociada a la fracción mineral.....	69
<b>Figura 3.3.</b> Proporción de C original y nuevo en los primeros 5 cm de suelo para MOP (izquierda) y MOAM (derecha) luego de dos años de maíz y soja. $\text{MOP}_n$ : MOP nuevo a partir de $C_V$ ; $\text{MOP}_o$ : MOP original o nativo presente al inicio del experimento; $\text{MOAM}_{(\text{veg})}$ : MOAM nuevo a partir de $C_V$ ; $\text{MOAM}_{(\text{MOPn})}$ : MOAM nuevo a partir de $\text{MOP}_n$ ; $\text{MOAM}_{(\text{MOPo})}$ : MOAM nuevo a partir de $\text{MOP}_o$ ; $\text{MOAM}_o$ : MOAM original o nativo presente al inicio del experimento.....	72
<b>Figura 3.4.</b> Flujos de C ( $\text{Mg C ha}^{-1}\text{año}^{-1}$ ), tasa de descomposición ( $k$ , $\text{año}^{-1}$ ) y tasa de humificación ( $h$ , $\text{año}^{-1}$ ) en el suelo luego de dos años bajo siembra directa de maíz y	

soja en los primeros 5 cm del suelo. El asterisco significa diferencias significativas entre cultivos ( $P \leq 0.05$ ). .....	73
<b>Figura 3.5.</b> Relación entre la cantidad de carbono que ingresa y la tasa de descomposición de MOAM. Cada punto es una parcela. ....	76
<b>Figura 4.1.</b> Densidad aparente promedio en los ocho sitios de pastizal natural (Pz) y agricultura (Ag) estudiados en función de la profundidad (Las diferencias significativas entre tratamientos se indican con: * $P < 0.10$ y ** $P < 0.05$ y el procedimiento realizado para el análisis se explica en la sección 4.2.6). ....	89
<b>Figura 4.2.</b> Carbono orgánico y nitrógeno total del suelo (COS y Nt) en las fracciones MOP y MOAM a distintas profundidades en zonas adyacentes de agricultura continua en siembra directa (Ag) y pastizales naturales (Pz). Los datos son promedios para todos los sitios estudiados. Los gráficos de barras muestran los contenidos totales en de COS y Nt de 0 a 70 cm bajo pastizales o agricultura. No se detectaron diferencias estadísticas significativas entre las zonas de pastizal o agricultura a las distintas profundidades analizadas, ni en los contenidos totales acumulados de 0-70 cm de COS y Nt ( $P > 0.1$ ). ....	94
<b>Figura 4.3.</b> Relación entre los años de agricultura y la diferencia isotópica de $\delta^{13}\text{C}$ entre los las zonas bajo agricultura continua (Ag) y las zonas de pastizal natural (Pz), para los primeros 30 cm de suelo. Cada punto es un sitio de muestreo. ....	96
<b>Figura 4.4.</b> Relación entre los años de agricultura y los cambios ocurridos en la C:N-MOP (Izq.) y C:N-MOAM (Dcha.) entre las zonas de agricultura y pastizal, para los primeros 30 cm de suelo. Cada punto es un sitio de muestreo. ....	97
<b>Figura 4.5.</b> Estimación de la productividad primaria neta aérea y subterránea remanente de pastizal o agricultura para los diferentes sitios estudiados. Productividad primaria neta remanente es la productividad primaria neta menos el consumo del ganado en el caso del pastizal y la productividad primaria neta menos la cosecha de grano en el caso de la agricultura. ....	98
<b>Figura 5.1.</b> Diagrama del intercambio de carbono en un ecosistema agrícola detallando las vías de entrada y salida del carbono. Las flechas llenas indican flujos de materia y el espesor da una idea de la importancia del flujo. Las flechas punteadas indican flujos de información. Los rectángulos indican cantidades, y el rectángulo con puntos indica la presencia de descomponedores que modulan el proceso. ....	106
<b>Figura 5.2.</b> Ingreso de C necesario para mantener el contenido de carbono de la MOP estable con diferentes relaciones entre producción aérea y subterránea. En el eje x se detallan los algunos cultivos de acuerdo a la relación parte aérea:subterránea reportada por Bolinder <i>et al.</i> (2007). Los datos hacen referencia a los primeros 10 cm del suelo. ....	109
<b>Figura 5.3.</b> Flujo de C desde los residuos aéreos y subterráneos hacia el COS (para los primeros 20 cm del suelo). ....	111
<b>Figura 5.4.</b> Diagrama del flujo de C en un cultivo de soja y otro de maíz asumiendo un balance de C neutro en los primeros 5 cm de suelo. Los valores de los flujos están expresados como porcentaje de la productividad primaria neta anual del cultivo. Es grosor de las flechas es relativo al tamaño del flujo. ....	115

<b>Figura 5.5.</b> Diagrama teórico que relaciona la tasa de descomposición del COS con los ingresos de C medidos como la relación entre masa de C de residuos y masa de COS.	119
<b>Figura 5.6.</b> Cambios en la cantidad de COS en relación a la cantidad al inicio del experimento. Ver detalles de lo experimentos en el cuadro 5.2.....	120

## Lista de abreviaturas

---

C	Carbono
N	Nitrógeno
COS	Carbono orgánico del suelo
COS <sub>fn</sub>	Fracción del C derivada de C <sub>v</sub>
COS <sub>n</sub>	C nuevo derivado de C <sub>v</sub>
COS <sub>f</sub>	Contenido de COS al final del intervalo
COS <sub>o</sub>	Contenido de COS original o nativo aún presente al final del intervalo
NOS	Nitrógeno orgánico del suelo
MOP	Materia orgánica particulada
MOP <sub>fn</sub>	Fracción de la MOP total derivada de la nueva vegetación
MOP <sub>n</sub>	Cantidad de MOP derivado de la nueva vegetación.
MOP <sub>f</sub>	Cantidad de MOP al final del intervalo
MOP <sub>o</sub>	Cantidad de MOP viejo u original presente al final del intervalo
MOP <sub>i</sub>	Cantidad de MOP al inicio del experimento
MOAM	Materia orgánica asociada a minerales
MOAM <sub>o</sub>	Cantidad de MOAM viejo u original presente al final del intervalo
MOAM <sub>f</sub>	Cantidad de MOAM al final del experimento
MOAM <sub>(veg)</sub>	Cantidad de MOAM nuevo que proviene de los residuos
MOAM <sub>n</sub>	Cantidad de MOAM nuevo que proviene de C <sub>v</sub> y MOP <sub>n</sub>
MOAM <sub>(MOPn)</sub>	Cantidad de MOAM nuevo que proviene de la MOP <sub>n</sub>
MOAM <sub>(MOPo)</sub>	Cantidad de MOAM nuevo que proviene de la MOP <sub>o</sub>
C <sub>v</sub>	Biomasa de C de residuos
<i>t</i>	Tiempo
<i>k</i>	Tasa de descomposición del COS
<i>ke</i>	Tasa de erosión del COS
<i>k<sub>MOP</sub></i>	Tasa de descomposición de MOP
<i>k<sub>MOAM</sub></i>	Tasa de descomposición de MOAM
<i>h</i>	Tasa de humificación de residuos
<i>h<sub>MOP</sub></i>	Tasa de humificación de residuos en MOP
<i>Ah<sub>MOP</sub></i>	Tasa de humificación de residuos aéreos en MOP
<i>Sh<sub>MOP</sub></i>	Tasa de humificación de residuos subterráneos en MOP
<i>h<sub>vMOAM</sub></i>	Tasa de humificación de C <sub>v</sub> en MOAM
<i>h<sub>vMOP</sub></i>	Tasa de humificación de C <sub>v</sub> en MOP
R <sub>sam</sub>	Relación <sup>13</sup> C/ <sup>12</sup> C de la muestra
R <sub>std</sub>	Relación <sup>13</sup> C/ <sup>12</sup> C del estándar Pee Dee Belemnite
δ <sub>f</sub>	δ <sup>13</sup> C del suelo en el muestreo final

$\delta_i$	$\delta^{13}\text{C}$ del suelo en el muestreo inicial
$\delta_v$	$\delta^{13}\text{C}$ de la biomasa que ingresa como residuo
$fa$	Proporción de biomasa aérea en $\text{MOP}_n$
$fs$	Proporción de biomasa subterránea en $\text{MOP}_n$
$\delta_{va}$	$\delta^{13}\text{C}$ de la biomasa aérea
$\delta_{vs}$	$\delta^{13}\text{C}$ de la biomasa subterránea
RFA	Radiación fotosintéticamente activa
RFAA	Radiación fotosintéticamente activa absorbida
fRFAA	Fracción de radiación fotosintéticamente absorbida
IVN	Índice de Vegetación Normalizado
EVI	Índice de Vegetación Mejorado (Enhanced Vegetation Index)
PPN	Productividad primaria neta
PPNA	Productividad primaria neta aérea
PPNS	Productividad primaria neta subterránea

---

**Título:** Dinámica del carbono en sistemas agrícolas bajo siembra directa: nuevas evidencias obtenidas mediante el uso de  $^{13}\text{C}$  sobre la importancia de las raíces, la calidad de los residuos y el laboreo

## RESUMEN

El carbono orgánico del suelo (COS) es uno de los principales determinantes de la productividad de los ecosistemas, afectando la fertilidad del suelo y su capacidad de secuestrar  $\text{CO}_2$ . La agricultura es uno de los principales cambios de uso del suelo que afecta significativamente el COS. En esta tesis se examinan, mediante experimentos de campo y usando al  $^{13}\text{C}$  como trazador isotópico, tres aspectos de la dinámica de C en sistemas agrícolas: 1) la importancia de las raíces en la formación de COS, 2) los efectos de la cantidad y calidad de los residuos sobre la tasa de descomposición y humificación del COS y 3) la dinámica del COS en sistemas de agricultura continua iniciados sobre pastizales naturales nunca laboreados. Los resultados obtenidos muestran que 1) en cultivos de soja y maíz, la formación de COS se deriva principalmente de la biomasa subterránea y en menor medida de los residuos aéreos, al menos en la fracción de la materia orgánica particulada (MOP). También, se observó 2) que el agregado de residuos de maíz con alta relación C:N aumentó la tasa de descomposición de la MOAM (materia orgánica asociada a los minerales) cuando se la compara con el agregado de residuos de soja (baja relación C:N), efecto conocido como “*priming*”. Sin embargo, también existió una mayor formación de materia orgánica bajo cultivos de maíz, y por ende se conservaron las reservas de COS, pero su ciclado fue más rápido. Finalmente, 3) los cultivos en sistemas de siembra directa establecidos sobre suelos nunca laboreados presentaron niveles de COS similares a los de los pastizales naturales remplazados. Estos resultados cuestionan parte de nuestro conocimiento sobre los sistemas agrícolas bajo siembra directa, aportando nuevas

evidencias experimentales y destacando el uso de marcadores isotópicos de  $^{13}\text{C}$  para comprender el flujo de C en los agroecosistemas.

**Palabras clave:** materia orgánica particulada, materia orgánica asociada a la fracción mineral, “*priming*”, soja, maíz, raíces, rotaciones.



**Title:** Carbon dynamic in agricultural no-till systems: new evidences from  $^{13}\text{C}$  about roots importance, residues quality and tillage.

### ABSTRACT

Soil organic carbon (SOC) is a major driver of ecosystem productivity, with direct impacts in soil fertility and soil carbon (C) sequestration. Agriculture is one of the main land use changes that affect significantly SOC stocks. This dissertation examines, using field experiments and  $^{13}\text{C}$  as a carbon tracer, three aspects of C dynamics in agricultural systems: 1) the relative importance of belowground and aboveground inputs in SOC formation, 2) changes in decomposition and humification rates of SOC as a consequence of changes in the amount and quality of crop residues, and 3) changes in fluxes and stocks of C in no-till systems established over natural grassland in soils that have never been tilled. The obtained results show that, 1) in corn and soybean crops, SOC formation derived principally from belowground biomass and in less proportion from aboveground biomass, unless for the particulate organic matter (POM). It was also observed that, 2) adding large amounts of corn residue with high C:N ratio increased decomposition rates of the mineral associated organic matter fraction (MAOM), when compared with the addition of soybean residues with low C:N ratio, an effect known as "priming". However, SOC formation also increased under corn crops and hence SOC stocks did not change, but had a faster turnover. Finally, 3) establishing annual cropping systems under no-till management in soils formerly supporting natural grasslands did not decrease SOC stocks (in areas without soil erosion). These results reframe our understanding of C cycling in no-till soils and highlight the importance of using  $^{13}\text{C}$  isotope as tracers to understand belowground carbon fluxes.

**Keywords:** particulate organic matter, mineral associated organic matter, priming, soybean, corn, roots, rotations.

## **CAPÍTULO 1- Introducción general**

### ***1.1. El problema de estudio.***

La biosfera terrestre refleja en la actualidad la influencia que ha tenido la humanidad en el planeta. La atmósfera ha tenido un cambio substancial en su composición en las últimas décadas producto de la industrialización y de la emisión de compuestos químicos de diversa índole ( $\text{CHF}$ ,  $\text{CO}_2$ ,  $\text{NH}_3$ ,  $\text{N}_2\text{O}$ ,  $\text{NO}$ ) (Forster *et al.*, 2007). Además de la atmósfera, se ha modificado el caudal y la calidad del agua de los ríos debido a las deposiciones atmosféricas de origen humano, las descargas industriales de productos químicos, el vertido de residuos de las actividades agrícolas o urbanas y al represado de ríos para control de inundaciones o generación de energía eléctrica (Alexander *et al.*, 2000; Boyer *et al.*, 2002; Foy y Lennox, 2006). El pH de los océanos ha bajado debido a la acidificación causada por la disolución de  $\text{CO}_2$  antropogénico desde la atmósfera (Caldeira y Wickett, 2003; Key *et al.*, 2004; Orr *et al.*, 2005). A nivel de los ecosistemas terrestres, las modificaciones han sido tan sustanciales que la tradicional definición de biomas está siendo sustituida por la definición de antromas (Ellis, 2011) ya que es claro que vivimos en un planeta dominado y modificado por los humanos (Vitousek *et al.*, 1997). Reportes recientes indican que para el año 2000 la mayoría de la biósfera se encontraba bajo agricultura o en antromas establecidos, mientras que menos del 20% de encontraba en estado semi-natural y sólo un 25 % permanecía sin modificar (Ellis *et al.*, 2010).

En este contexto, las actividades humanas afectan los flujos de materia a nivel global y local, modificando la biogeoquímica de la biosfera (Galloway, 2005; Piñeiro *et al.*, 2006b). Por ello, las actividades humanas, y entre ellas la agricultura, han dejado de ser elementos que solo afectan el paisaje localmente para ser elementos que deben ser manejados a varias escalas para controlar la provisión de servicios del ecosistema

(Altieri, 1999; Foley *et al.*, 2005; Krause *et al.*, 2013; Ribeiro Palacios *et al.*, 2013). En particular en los últimos 200 años los suelos de muchas regiones han sido deteriorados a tasas elevadas, superando frecuentemente umbrales que hacen imposible su recuperación (FAO, 1988). La erosión tanto eólica como hídrica ha sido uno de los principales problemas que ha traído el desarrollo de la agricultura sobre los suelos. Un caso emblemático, fue el fenómeno conocido como “dust bowl” ocurrido en los años 1930 en las planicies de USA. El “dust bowl” fue provocado por la combinación de condiciones persistentes de sequía y prácticas de manejo del suelo que dejaron al mismo susceptible a la acción del viento, generando por su gran escala una alarma global (Baveye *et al.*, 2011), lo cual llevó a desarrollar políticas y prácticas de conservación de suelo en muchas partes del mundo (de Graaff *et al.*, 2013).

Debido a estas y otras señales de deterioro ambiental, el estudio del carbono orgánico del suelo (COS) se ha tornado extremadamente relevante, asociado directamente a la productividad y fertilidad del suelo (Reeves, 1997), pero también más recientemente para la acumulación de C de forma de mitigar el aumento de CO<sub>2</sub> en la atmósfera (Davidson y Ackerman, 1993; Carbonell-Bojollo *et al.*, 2012; Clay *et al.*, 2012). Este interés ha dado un impulso renovado a la agricultura en siembra directa, la rotación de sistemas de cultivos-pasturas perennes (Studdert y Echeverría, 2000; Russelle *et al.*, 2007; Ernst *et al.*, 2009) y más recientemente al desarrollo de sistemas de cultivos multi-específicos (Malézieux *et al.*, 2008; Ratnadass *et al.*, 2012). A su vez, el avance tecnológico en la investigación, como el uso de isótopos estables como trazadores del C, ha logrado mejorar sustancialmente nuestro conocimiento del ciclo del carbono en sistemas agrícolas (Schmidt *et al.*, 2011). Sin embargo, aún quedan en pie diversas interrogantes carentes de respuestas que esta tesis pretende explorar, como se detalla a continuación.

## ***1.2. El carbono orgánico del suelo y las preguntas sin responder.***

El carbono orgánico del suelo (COS) es uno de los principales determinantes de la productividad en sistemas agrícolas ya que está fuertemente asociado a la fertilidad, la estructura física, la infiltración y en menor medida a la retención de agua para los cultivos (Bauer y Black, 1994; Lal, 1997; Reeves, 1997; Saxton y Rawls 2006). A su vez, el almacenaje de carbono en suelos ha sido propuesto como mecanismo posible para reducir la concentración de carbono (C) en la atmósfera y mitigar el cambio climático (Lal, 2004; Bernoux *et al.*, 2006). Por lo tanto, es crítico contar con un adecuado entendimiento del balance de C en los sistemas agrícolas ya que la agricultura afecta los contenidos de COS directa o indirectamente al modificar los ingresos y salidas de C del suelo.

El balance de carbono anual en una capa de suelo puede ser representado por la siguiente ecuación:

$$dCOS / dt = hC_V - kCOS - k_eCOS \quad [1.1]$$

donde  $t$  es tiempo (años),  $C_V$  es la biomasa de carbono de los residuos de los cultivos ( $Mg\ ha^{-1}$ ),  $h$  es la tasa de humificación de los residuos ( $Mg\ C\ humificado / Mg\ C_V^{-1}\ año^{-1}$ ),  $k$  es la tasa de descomposición de COS y  $k_e$  es la tasa de erosión (Hénin y Dupuis, 1945). En esta ecuación no se incluye la ganancia de C por deposición de sedimentos erosionados de suelos ubicados por encima del perfil de interés y tampoco se incluye la lixiviación de carbono orgánico disuelto, por ser de poca importancia a escala anual en la mayoría de los agroecosistemas.

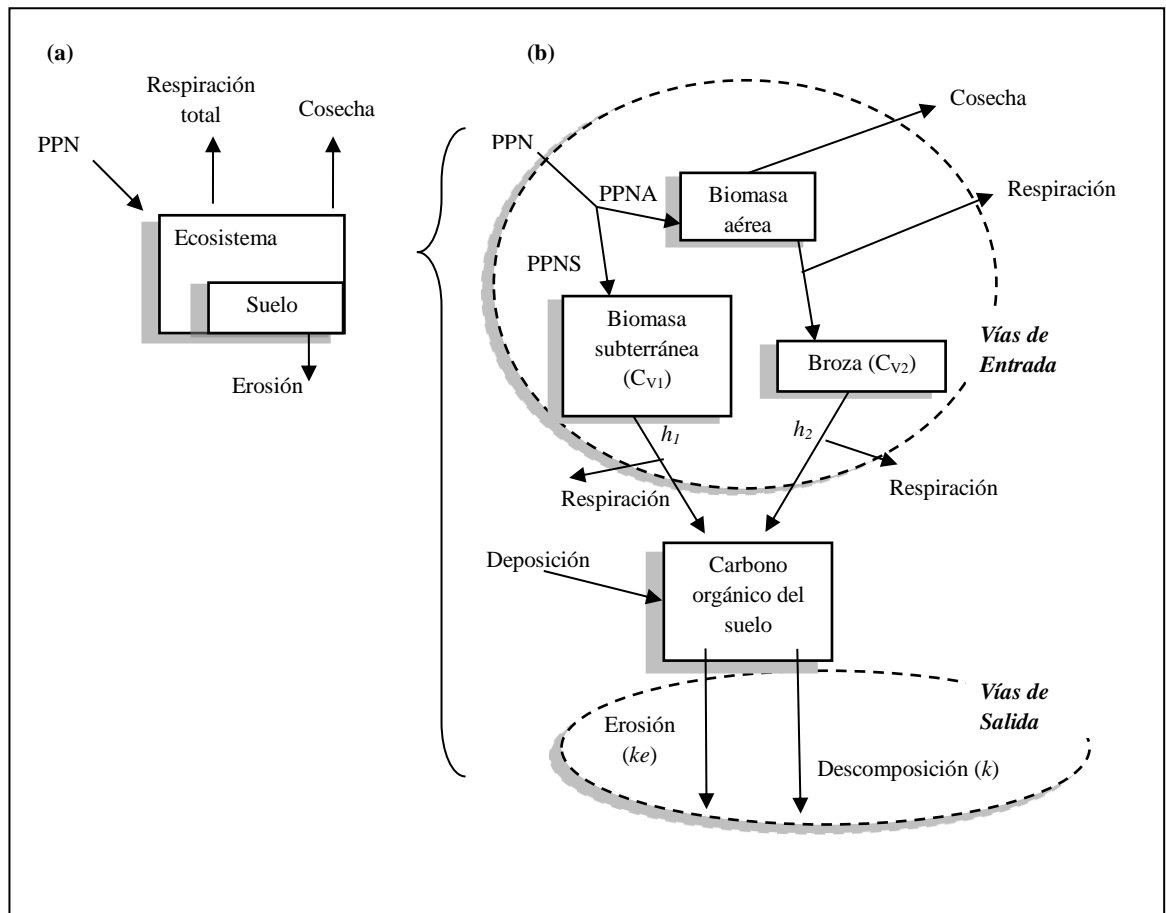
Los ingresos de C potenciales al suelo en cultivos anuales están fijados por la productividad primaria neta (PPN) de los cultivos, que al restarle la cosecha, determina

la biomasa de residuos aportados por el cultivo al suelo ( $C_v$  en la ecuación 1.1) (Fig. 1.1). La PPN anual de cada cultivo representa entonces la máxima entrada posible de C al suelo y depende de la tasa de crecimiento del cultivo y del tiempo que dura su estación de crecimiento. De esta forma, todas las causas que disminuyan la PPN, como por ejemplo la deficiencia de nutrientes, plagas, etc. condicionan indirectamente la formación y acumulación de COS (García-Lamothe, 1994; Amundson y Baisden, 2000). A su vez, la magnitud de la biomasa extraída durante la cosecha afectará fuertemente la cantidad de C que efectivamente puede ingresar al suelo (Fig. 1.1).

Hay tres aspectos del ciclo de carbono esquematizado en la ecuación 1.1 y la figura 1.1 que son atendidos en esta investigación: el impacto diferencial de la contribución de carbono orgánico vía residuos de origen aéreo o subterráneo, el control de la tasa de descomposición ( $k$ ) por la calidad y cantidad de los residuos, y la dinámica del COS en un sistema sin laboreo particular, para el que existen pocos reportes en la bibliografía.

Uno de los aspectos importantes de la PPN es la proporción de ésta que es de origen aéreo (productividad primaria neta aérea –PPNA–, que se acumula en tallos, hojas, y estructuras aéreas reproductivas) o subterráneo (productividad primaria neta subterránea –PPNS– que se acumula en raíces, órganos subterráneos o es liberada al suelo como rizodeposición). La partición de la PPN en PPNA o PPNS es afectada al transformar ecosistemas naturales (con plantas perennes y mayor PPNS) en agroecosistemas (con plantas anuales con menor PPNS) y también por las características de los cultivos y de manejo realizados (Janzen *et al.*, 1998; Bolinder *et al.*, 2007). El concepto se ejemplifica en la Figura 1b a través de los dos coeficientes de humificación  $h_1$  y  $h_2$  y existe evidencia de que estos coeficientes varían, considerándose en general que el coeficiente de humificación de la biomasa subterránea es mayor que el de la biomasa aérea (Broadbent y Nakashima, 1974; Gale y Cambardella, 2000; Puget y Drinkwater,

2001). Sin embargo, la magnitud de estas posibles diferencias y sus implicancias no se han estudiado en profundidad, siendo escasos los trabajos que evalúan el impacto relativo de la biomasa aérea y subterránea sobre la formación de COS en sistemas de siembra directa y bajo condiciones de campo.



**Figura 1.1.** Diagrama del intercambio de carbono en un ecosistema agrícola (a), detallando las vías de entrada y salida del carbono al suelo (b). Los rectángulos indican reservorios de C y las flechas indican flujos.

Otro aspecto potencialmente importante, pero poco estudiado de la dinámica de COS en sistemas agrícolas es el cambio en la tasa de descomposición ( $k$ ) de la materia orgánica del suelo como consecuencia de cambios en la cantidad y calidad de los residuos

aportados por los cultivos, proceso denominado como “*priming*”. Existe abundante información que muestra que la magnitud de  $k$  es dependiente de la temperatura, la humedad, la agregación de la materia orgánica, la textura y los disturbios como el laboreo, los cuales son afectados directa o indirectamente por el manejo agrícola (Wildung *et al.*, 1975; Bunnell *et al.*, 1977; Kowalenko *et al.*, 1978; Buyanovsky y Wagner, 1986; Power *et al.*, 1986; Hendrix *et al.*, 1988; Gregorich *et al.*, 1998). Sin embargo, son escasos los trabajos que han evaluado el efecto de la cantidad y calidad de los residuos aportados por los cultivos sobre la tasa de descomposición de la materia orgánica presente en el suelo a nivel de campo. Trabajos recientes sugieren que la interacción entre la biota del suelo y los residuos de cultivos podría explicar una proporción importante de la descomposición del COS (Fontaine *et al.*, 2003; Kuzyakov y Schneckenberger, 2004), aunque no está claro el rol del fenómeno de “*priming*” en el balance general del COS.

Finalmente, el laboreo ha sido señalado como la principal causa de las pérdidas iniciales de COS ocurridas al implantar cultivos sobre suelos de bosques, sabanas o pastizales naturales (Burke *et al.*, 1989; Moron *et al.*, 1994; Janzen *et al.*, 1998; Alvarez, 2001; Fabrizzi *et al.*, 2003). Sin embargo, existen otras vías posibles de remoción de C orgánico del ecosistema, como la extracción de C en la cosecha, cambios en la PPN o su partición a órganos subterráneos, que también podrían estar determinando las pérdidas iniciales de COS observadas habitualmente. El avance de los cultivos en siembra directa sobre pastizales naturales nunca laboreados ocurrido en las últimas décadas en Argentina y Uruguay ha generado un experimento único a gran escala que permite estudiar la transición de un ecosistema natural a un ecosistema agrícola sin la presencia del laboreo. Esta transición podría ayudar a comprender los efectos de los cambios en la vegetación, su productividad total y la partición de biomasa a raíces y su impacto



relativo en la dinámica de COS en ausencia de un disturbio mecánico del suelo como es el laboreo.

En esta tesis se analizan distintos componentes del balance de COS en sistemas agrícolas, buscando contestar las siguientes preguntas: (1) ¿Cuál es la importancia relativa de los residuos aéreos y subterráneos en el balance de COS? (2) ¿Cómo afecta la cantidad y calidad de residuos a la tasa de descomposición del COS existente? (3) ¿Cómo es el balance de C en sistemas de siembra directa realizados sobre pastizales naturales nunca laboreados de Uruguay? Para contestar estas preguntas, se ha establecido un experimento de largo plazo y se han colectado datos observacionales en sistemas reales de producción, combinando el uso de técnicas isotópicas y sensores remotos para el análisis del ciclo del C. A continuación se describen los antecedentes específicos de cada tema identificando las brechas de conocimiento que serán el foco de atención en esta tesis.

#### ***1.2.1. Importancia de las raíces en el balance de carbono en sistemas agrícolas.***

La mayor influencia en la dinámica del COS de la biomasa subterránea en relación a la biomasa aérea, ha sido propuesta hace varias décadas por Broadbent y Nakashima (1974). Los diversos trabajos que evalúan el manejo de residuos de cultivo y su efecto sobre el COS en el largo plazo, reportan resultados que en ocasiones son contradictorios (Campbell *et al.*, 1991; Balesdent y Balabane, 1996; Clapp *et al.*, 2000). Entre estos trabajos, se destaca Clapp *et al.* (2000), quienes encontraron niveles similares de COS aunque levemente menores que la situación inicial en parcelas con o sin retiro de rastrojo en un sistema con maíz (*Zea Mays* L.) continuo luego de 13 años, en parcelas con laboreo en un suelo Chernozem Háplico en Minnesota (USA). En ese mismo experimento, en las parcelas bajo siembra directa se detectaron un aumento del 14% en

los niveles de COS cuando el rastrojo fue devuelto y sin cambios en el contenido de COS en relación al contenido inicial cuando se realizaron retiros de rastrojo. Por su parte Campbell *et al.* (1991) no encontraron cambios en la concentración de COS luego de 30 años de retiro de rastrojo en un sistema con laboreo y con una rotación trigo (*Triticum aestivum*)-trigo-barbecho en un suelo Chernozem Órtico en Melfort, Saskatchewan (Canadá). En contraparte en los trabajos llevados a cabo por Rasmussen *et al.* (1998) en sistemas con laboreo de inversión, encontraron que el balance de C estaba directamente relacionado al ingreso de C como residuo, independientemente de la posición del mismo en el suelo. Si bien existen muchos antecedentes que indican mayor impacto de la biomasa subterránea en la dinámica de COS, es claro que aún quedan varios aspectos por resolver para tener un modelo conceptual y cuantitativo claro que permita describir la dinámica del COS, y en especial diferenciar la humificación y aportes netos de C de la biomasa aérea y subterránea en el perfil del suelo y su variabilidad de acuerdo al sistema de laboreo utilizado.

La estimación de la tasa de humificación de los residuos en COS y la distinción entre aportes aéreos y subterráneos es compleja y varios métodos han sido aplicados para este propósito. Uno de los métodos consiste en dejar o remover los residuos aéreos en ensayos de largo plazo, utilizando el tratamiento de suelo desnudo como referencia para medir el impacto de tasas diferenciales de entrada de residuos aéreos (Larson *et al.*, 1972; Barber, 1979; Plénet *et al.*, 1993; Kätterer *et al.*, 2011). Otro método utilizado es “marcar” las entradas de C orgánico basado en la abundancia natural de isótopos de  $^{13}\text{C}$  en experimentos de largo plazo (Angers *et al.*, 1995; Bolinder *et al.*, 1999) o con pulsos de  $^{14}\text{C}$  (Kisselle *et al.*, 2001) o  $^{13}\text{C}$  (Kong y Six, 2010).

La mayor estabilización (humificación) de la biomasa subterránea ha sido atribuida principalmente a la protección física que brindan los agregados del suelo pero también a

su menor calidad y la producción continua de residuos (exudados y raíces muertas durante el periodo de crecimiento vegetal) (Gale *et al.*, 2000; Wander y Yang, 2000; Puget y Drinkwater, 2001). No obstante, Rasse *et al.* (2005) a partir de una revisión de trabajos de campos e incubaciones concluyen que la mayor recalcitrancia química de las raíces en relación a la parte aérea explica sólo un cuarto de las diferencias en cuanto al tiempo de residencia o la estabilización del C en el suelo y sugiere como más importante la protección físico-química y otros mecanismos accesorios como la interacción con iones metálicos como Al y Fe.

Una alternativa para poder estudiar en más detalle la dinámica de COS, considerando que no se trata de una sustancia homogénea en composición, es la separación química o física para su análisis. Uno de los métodos de fraccionamiento más utilizados separa el COS en materia orgánica particulada (MOP) y materia orgánica asociada a la fracción mineral (MOAM) (Cambardella y Elliott, 1992). La MOP es relativamente joven, con C mínimamente transformado en relación al residuo original y poco asociado con los constituyentes minerales del suelo. En contraste, la MOAM es la fracción más estable a lo largo del tiempo, probablemente debido a la asociación con la fracción mineral del suelo.

Si bien no hay consenso en los mecanismos de estabilización diferencial de residuos aéreos y subterráneos, tampoco existe un fundamento empírico que permita describir, *a priori*, para un sistema cual es la importancia de cada componente en el balance de C. Esta falta de capacidad predictiva es un indicador claro de la magnitud de la brecha de conocimiento en la dinámica del C orgánico en el sistema suelo-planta.

### 1.2.2. Efecto “*priming*” sobre el carbono orgánico del suelo.

Normalmente se considera que la cantidad de COS descompuesto, depende de la masa de COS presente en el suelo (Hénin y Dupuis, 1945; Hunt, 1977; Jenkinson *et al.*, 1990). A su vez, existen numerosos reportes, (recientemente compilados por Moyano *et al.*, (2013)) que muestran que la tasa de descomposición del COS ( $k$ ) es dependiente principalmente de la tasa de crecimiento y actividad microbiana, la cual a su vez es dependiente de la humedad, temperatura, la estructura y composición del suelo. Estos últimos factores determinan la agregación y habitabilidad del suelo para los microorganismos. Suelos que están muy fríos, secos, o muy húmedos tienen menores tasas de descomposición que suelos con condiciones que favorecen el crecimiento microbiano. Estas condiciones son afectadas por la secuencia de cultivos y el sistema de laboreo (Wildung *et al.*, 1975; Kowalenko *et al.*, 1978; Carbonell-Bojollo *et al.*, 2012). Son menos los trabajos que relacionan la interacción existente entre  $k$  y la cantidad y calidad de residuos aportados al suelo.

En este sentido se ha propuesto que la magnitud de  $k$  es también afectada por un proceso denominado “*priming*”. Este proceso hace que  $k$  además de modificarse por la humedad, temperatura y características del suelo, cambie como función de la cantidad y calidad de residuos que están siendo descompuestos. Este fenómeno fue descrito por Löhnis (1926) y el término “*priming*” fue propuesto por Bingeman *et al.* (1953) pero se mantuvo sin mucha difusión hasta hace algunos años dónde se retomó activamente la investigación de este proceso (Kuzyakov *et al.*, 2000). Específicamente, el efecto “*priming*” puede ser definido como un cambio en la tasa de descomposición del COS como consecuencia del agregado de C orgánico vía residuos aéreos o subterráneos. Este cambio ha sido relacionado a cambios en la diversidad de microorganismos implicados

en el funcionamiento del suelo (Bingeman *et al.*, 1953; Kuzyakov *et al.*, 2000; Fontaine *et al.*, 2004).

Jenkinson *et al.* (1985) sugirieron dos tipos de efecto “*priming*”, real (PR) y aparente (PA). El primero (PR), es un incremento en la tasa de descomposición del COS recalcitrante o sea el COS estabilizado que no es biomasa microbiana, y el segundo (PA) es un incremento de la tasa de recambio de microorganismos lo cual no está asociada a cambios en la descomposición del COS. Se asume que el PR requiere un exceso de C orgánico con una alta relación C:N. En esta misma línea, Fontaine *et al.* (2003) sugieren que la descomposición de compartimientos de COS más recalcitrantes es estrictamente dependiente de la presencia de C nuevo ingresando al sistema. Este efecto estaría controlado por hongos y operaría de la siguiente manera: bajo PR cuando la disponibilidad de nutrientes es alta y alto PR cuando la disponibilidad de nutrientes es limitada (Fontaine y Barot, 2005).

La magnitud de PR también pareciera depender de la cantidad de residuos agregados. En particular, se han encontrado diferencias en la intensidad y dirección del PR dependiendo de la relación entre la cantidad de sustrato agregado y la biomasa microbiana. Cuando la cantidad de C en sustrato agregado fue menor que el 15% del C de la biomasa microbiana, la magnitud del PR fue alrededor de un orden de magnitud menor a la observada cuando la cantidad de C en el sustrato fue entre el 50 y 200% del C en la biomasa microbiana (Blagodatskaya y Kuzyakov, 2008).

No se encontraron trabajos en la literatura que evalúen el PR en experimentos de campo en sistemas agrícolas, los únicos reportes de campo encontrados corresponden a experimentos bajo sistemas forestales de coníferas (Sulzman *et al.*, 2005; Crow *et al.*, 2009) o pastizales (Shahzad *et al.*, 2012). Por lo tanto en esta investigación se pretende

evaluar el PR en un sistema agrícola bajo condiciones de campo y evaluar no sólo la existencia del fenómeno, sino su efecto final sobre el balance de COS del sistema.

### ***1.2.3. Balance de carbono en sistemas de cultivos anuales sin laboreo.***

Los niveles de COS tienden a disminuir cuando se reemplazan pastizales naturales o pasturas perennes por cultivos anuales (Clapp *et al.*, 2000; Ernst y Siri-Prieto, 2009; Salvo *et al.*, 2010). A su vez, la mayor parte de la información es concluyente respecto a que la calidad del suelo y la productividad de los cultivos pueden recuperarse luego de un periodo de crecimiento de pasturas perennes que contengan mezclas de gramíneas y leguminosas (Moron *et al.*, 1994; Miglierina *et al.*, 2000; Fabrizzi *et al.*, 2003; Garcia-Prechac *et al.*, 2004). Las pérdidas de COS en los sistemas de cultivo continuo se dan como consecuencia de un balance negativo entre las entradas y salidas de C. Las pérdidas más importantes de COS han sido frecuentemente atribuidas a incrementos en las salidas de C del sistema, a la erosión del suelo en sitios con pendientes pronunciadas (Garcia-Prechac *et al.*, 2004) o al laboreo que ocasiona una mayor rotura de agregados y por lo tanto exposición de la materia orgánica a los microorganismos (Balesdent *et al.*, 2000; Kumar *et al.*, 2012). Probablemente por esto, la mayoría de los estudios sobre secuestro de C en sistemas de agricultura continua se han centrado en evaluar distintas alternativas de laboreo, particularmente la inclusión de la siembra directa, o el laboreo reducido (Allmaras *et al.*, 2000; Studdert y Echeverría, 2000; Ernst y Siri-Prieto, 2006).

Debido a que las pérdidas de COS fueron atribuidas principalmente al laboreo, se crearon expectativas de que los niveles de COS aumentarían sustancialmente luego de la incorporación de la siembra directa en la agricultura. Sin embargo, los aumentos de COS registrados en siembra directa han sido observados solo en los primeros cm del

suelo (West y Post, 2002), y más recientemente se ha sugerido que la siembra directa produce solo pequeños aumentos (Angers y Eriksen-Hamel, 2008; Salvo *et al.*, 2010) o no produce aumentos en el COS al considerar todo el perfil edáfico (Baker *et al.*, 2007; Blanco-Canqui y Lal, 2008).

En general todos los experimentos publicados se inician sobre suelos que previamente han tenido agricultura, a pesar de que algunos presentaran valores altos de COS o han tenido un periodo bajo pasturas sembradas o naturalizadas. Recientemente, DuPont *et al.* (2010) reportaron el primer trabajo que evalúa los cambios en COS luego de sembrar cultivos anuales en siembra directa sobre pastizal natural. Experimentos de este tipo permitirían evaluar los efectos relativos del laboreo en la pérdida de COS.

El reciente incremento del área agrícola de Uruguay, sucedió principalmente en suelos con vegetación natural de pastizal nunca antes laboreados. Esto ha generado un experimento único que permitirá evaluar el efecto de la siembra directa sobre la dinámica el COS partiendo de niveles altos de COS y un suelo no perturbado mecánicamente. El remplazo de la vegetación natural perenne por cultivos anuales, debería tener importantes impactos en las propiedades del suelo, consecuencia de cambios en la arquitectura y actividad de raíces. Es conocido que los cultivos anuales tienen actividad fotosintética por menores períodos de tiempo y tienen sistemas radicales más superficiales y de menor densidad que los pastizales naturales perennes (Jackson *et al.*, 1996; Glover *et al.*, 2007). En este sentido, resultados preliminares obtenidos por DuPont *et al.* (2010) sugieren que disminuye cantidad de C contenido en los compartimentos lábiles del COS luego de la inclusión de cultivos, y que la reducción en la calidad y funciones biológicas del suelo no son consecuencia sólo del efecto del laboreo como mayormente se pensaba hasta ahora.

### ***1.3. Objetivo y organización de la tesis.***

En esta tesis se examinan tres aspectos poco estudiados pero potencialmente relevantes de la dinámica de C en sistemas agrícolas. Primero, se estudia la importancia relativa de las raíces en relación a la biomasa aérea para la formación de C orgánico del suelo. Segundo, se estudian los cambios en la tasa de descomposición y humificación de la materia orgánica ocurridos como consecuencia de los cambios en la cantidad y calidad de los residuos aportados por el cultivo. Por último, se evalúan los cambios ocurridos en los flujos y en los reservorios del C en un sistema agrícola poco conocido, que son sistemas de agricultura continua iniciados sobre una situación de pastizal natural nunca laboreado ubicados en Uruguay, bajo suelos predominantemente clasificados como Argiudoles de al menos 70 cm de profundidad. La información generada permitirá reconstruir el pasado ya casi inexistente.

El objetivo general de la tesis es estudiar la dinámica de C en sistemas agrícolas. La tesis está organizada en 5 capítulos. Los objetivos específicos e hipótesis por capítulo son los siguientes:

**Capítulo 1.** Se realiza una introducción general al problema de la tesis, se describen los principales antecedentes y se plantean los objetivos de la investigación (este Capítulo).

**Capítulo 2.** Los objetivos específicos del segundo capítulo son estimar la tasa de descomposición del COS y la tasa de humificación de los residuos aéreos y subterráneos en dos fracciones constitutivas de la materia orgánica del suelo, la MOP y la MOAM.

Hipótesis 2.1: La proporción de materia orgánica derivada de las raíces será mayor que la de la biomasa aérea porque los ingresos de C vía raíces tendrán mayores coeficientes de humificación que los residuos aéreos.



**Capítulo 3.** El objetivo de este capítulo es la estimación de la tasa de mineralización del COS en respuesta a cambios en la calidad y cantidad de residuos.

Hipótesis 3.1: El residuo de maíz respecto al de soja provocará un efecto “*priming*” en el COS consecuencia de su alta relación C:N y su cantidad en relación al total de COS.

Para lograr los objetivos planteados en el capítulo 2 y 3 se instaló un ensayo de largo plazo en el cual a través del uso del marcado natural de  $^{13}\text{C}$  y un novedoso diseño del experimento en cuanto al manejo de residuos se pudieron cumplir con los objetivos planteados.

**Capítulo 4.** El objetivo de este capítulo es evaluar el efecto sobre el balance de C del reemplazo de un pastizal natural nunca antes laboreado por un sistema agrícola en siembra directa en situaciones reales de producción en suelos agrícolas de Uruguay.

Hipótesis 4.1: La conversión de un pastizal perenne nunca laboreado en un sistema de agricultura sin laboreo reduce los niveles de COS aun cuando no exista el disturbio mecánico del laboreo ni erosión del suelo.

Para lograr cumplir los objetivos planteados en este capítulo se realizaron muestreos de COS en lotes comerciales de producción agrícola que hayan partido de un pastizal natural nunca laboreado y que mantuvieran zonas bajo pastizal natural.

**Capítulo 5.** En este capítulo se discuten y sintetizan los principales hallazgos de esta tesis y se relacionan con el conocimiento regional y global existente y con experimentos actualmente en desarrollo. Se plantean también futuras líneas de investigación así como los posibles usos de la información generada en esta tesis.

**CAPÍTULO 2- El carbono estabilizado en la materia orgánica  
particulada en cultivos de soja y maíz en siembra directa es  
derivado principalmente de la biomasa subterránea.<sup>1</sup>**

---

<sup>1</sup> Los resultados de este capítulo se encuentran publicados en Mazzilli, S.R; Kemanian, A.R; Ernst, O.R; Jackson, R; Piñeiro, G. 2014. Greater humification of belowground than aboveground biomass carbon into particulate soil organic matter in no-till corn and soybean crops. Soil Biology and Biogeochemistry. In press. DOI: 10.1016/j.soilbio.2015.02.014.

### **2.1. Introducción.**

En el sistema suelo-planta, el carbono (C) estabilizado en la materia orgánica tiene dos orígenes distintos: residuos aéreos (hojas, tallos y estructuras reproductivas) y subterráneos (raíces y rizodeposiciones). Existen numerosos estudios que han examinado prácticas de manejo que puedan incrementar el almacenaje de C en suelos agrícolas con énfasis en la conversión de sistemas agrícolas con laboreo de suelo a sistemas de siembra directa (Lal, 1997; Peterson *et al.*, 1998; Díaz-Zorita *et al.*, 2002; García-Prechac *et al.*, 2004). Mucho menos atención se le ha puesto al impacto potencial en el balance de COS, a la distribución del C producido como residuos aéreos o subterráneos entre los diferentes cultivos y sistemas de cultivos en parte como consecuencia de las dificultades que implica la cuantificación y el seguimiento de C de origen subterráneo.

Cuatro décadas atrás, Broadbent y Nakashima (1974) propusieron que los residuos subterráneos tenían mayor influencia en el balance de COS que los residuos aéreos. Muchos resultados de ensayos de manejo de residuos de largo plazo parecen estar de acuerdo con esta afirmación (Campbell *et al.*, 1991; Balesdent y Balabane, 1996; Clapp *et al.*, 2000). La potencial mayor estabilización de residuos subterráneos en COS en relación a los residuos aéreos ha sido atribuida principalmente a la inherente protección física dentro de los agregados del C derivado de raíces (Gale y Cambardella, 2000; Wander y Yang, 2000; Puget y Drinkwater, 2001; Rasse *et al.*, 2005). A pesar de esto, son escasos los estudios que hayan cuantificado la contribución relativa de los residuos aéreos y subterráneos, particularmente en sistemas con cultivos con residuos de composición química contrastante y bajo condiciones de campo en sistemas de siembra directa. Como consecuencia de esto, no existe un claro entendimiento de la dinámica de

C derivada de residuos aéreos y subterráneos y sus implicancias en la dinámica de COS en sistemas agrícolas (Rasse *et al.*, 2005; Kong y Six, 2010).

El conocimiento actual de los procesos biológicos que explican la formación de COS han sido resumidos y puesto a prueba en distintos modelos de simulación de cultivos y suelos. Estos modelos se diferencian entre otras cosas, en los algoritmos utilizados para estimar la humificación de la biomasa aérea y subterránea en COS. El modelo CENTURY (Parton *et al.*, 1988) separa los ingresos de biomasa al suelo en componentes metabólicos y estructurales. Para ambos tipos de biomasa la fracción que ingresa y se estabiliza en el compartimiento de C activo del suelo es ligeramente mayor para los residuos subterráneos ( $0,45 \text{ g g}^{-1}$ ) que para los aéreos ( $0,40 \text{ g g}^{-1}$ ). Una vez que el C de los residuos ingresó al compartimiento de C activo, el origen (aéreo o subterráneo) no afecta la estabilización en el compartimiento lento ni en el pasivo. Por su parte, en el modelo ROTH-C (Coleman y Jenkinson, 1996) no existen diferencias en el coeficiente de humificación de residuos según origen. Un modelo más reciente, C-FARM (Kemanian y Stöckle, 2010), también utiliza el mismo coeficiente de humificación para residuos aéreos y subterráneos y agrega al ingreso de residuos subterráneos C proveniente de exudados radicales, en este caso con una menor tasa de humificación. Por lo tanto, sólo el modelo Century (Parton *et al.*, 1988) tiene en cuenta al menos en parte el mayor rol de los ingresos de C subterráneos en la formación de COS. La ausencia de esta diferenciación en el resto de los modelos ocurre probablemente como consecuencia de la falta de datos cuantitativos para utilizar en la parametrización de los mismos.

Estimar la humificación de residuos en el COS, bajo condiciones de campo y distinguir entre el C de residuos de origen aéreo y subterráneo es metodológicamente desafiante y muchos métodos han sido propuestos para este fin. Un método muy utilizado está

basado en el uso de experimentos de campo de largo plazo en los cuáles la biomasa aérea es devuelta o removida del suelo luego de la cosecha y se utiliza un tratamiento de suelo desnudo como referencia (Larson *et al.*, 1972; Barber, 1979; Plénet *et al.*, 1993; Kätterer *et al.*, 2011). La principal limitante de este método, es la condición extrema que genera en el suelo la remoción total de residuos y en especial el tratamiento sin crecimiento y sin cobertura. Otro método, es el que utiliza la abundancia isotópica natural de  $\delta^{13}\text{C}$  en experimentos de largo plazo (Angers *et al.*, 1995; Bolinder *et al.*, 1999) o el uso de pulsos de marcado con  $^{14}\text{C}$  (Kisselle *et al.*, 2001) o  $^{13}\text{C}$  (Kong y Six, 2010).

El marcado isotópico natural de  $^{13}\text{C}$  es potencialmente útil para identificar el origen de C en el COS y la tasa de ciclado en muchos sistemas naturales. Este método es particularmente útil cuando un sistema que originalmente se desarrolló o fue manejado con plantas  $\text{C}_3$  ( $\delta^{13}\text{C} = -26 \text{ ‰}$ ) es substituido por plantas  $\text{C}_4$  ( $\delta^{13}\text{C} = -12 \text{ ‰}$ ) o viceversa (Balesdent *et al.*, 1988). Una situación interesante ocurre cuando el suelo exhibe una composición isotópica intermedia derivada de una vegetación mezcla  $\text{C}_3$  y  $\text{C}_4$  permitiendo seguir simultáneamente la disminución del  $\delta^{13}\text{C}$  en el suelo luego de la introducción de plantas  $\text{C}_3$  o el enriquecimiento luego de la introducción de plantas  $\text{C}_4$  (Andriulo *et al.*, 1999; Bayala *et al.*, 2006; Desjardins *et al.*, 2006). A su vez, el trazado con la abundancia natural de  $^{13}\text{C}$  ha sido aplicado a todo el COS del suelo o a diferentes fracciones del COS (Martin *et al.*, 1990; Gregorich *et al.*, 1995; Desjardins *et al.*, 2006).

Cómo el COS es una sustancia heterogénea en composición y tasa de ciclado, es frecuentemente separada para su análisis en diferentes fracciones, vía fraccionamiento físico o químico. Un método de fraccionamiento muy utilizado separa la materia orgánica (y por tanto el COS) en materia orgánica particulada y asociada a la fracción mineral (Cambardella y Elliott, 1992). El COS en esas fracciones es definido como

MOP y MOAM, respectivamente. La fracción MOP es relativamente joven, con el C mínimamente transformado comparativamente a los residuos frescos y en menos asociación con los constituyentes minerales del suelo que la fracción MOAM. Es contraste MOAM es la fracción más estable a lo largo del tiempo, consecuencia de la asociación con la fracción mineral del suelo. La combinación del marcado isotópico con el fraccionamiento del COS proporciona una potente herramienta para estudiar el origen del C en el COS.

Los objetivos de este estudio fueron estimar (1) la proporción de C presente en la fracción MOP derivada de los residuos de biomasa aérea y subterránea, y (2) la tasa de humificación de C de residuos aéreos y subterráneos en MOP. Las hipótesis puestas a prueba en este sistema en siembra directa, donde los residuos aéreos no fueron incorporados mecánicamente al suelo, fueron las siguientes: (i) la fracción MOP del COS estará relativamente enriquecida de C derivado de la biomasa subterránea, (ii) los residuos subterráneos tendrán mayores coeficientes de humificación que los residuos aéreos en MOP. Para cumplir con los objetivos, se estudió la descomposición y formación de la MOP midiendo cambios en la abundancia natural  $\delta^{13}\text{C}$  en suelo en un sistema de agricultura en siembra directa con dos tipos de cultivos (soja y maíz), con residuos de cosecha de contrastante relación carbono:nitrógeno (C:N). Para esto se estableció un experimento de campo en un sitio donde previamente se desarrollaba una pastura mezcla de plantas  $\text{C}_3/\text{C}_4$  y donde los residuos aéreos fueron manipulados durante el experimento. Originalmente, el objetivo era estimar la contribución de la biomasa aérea y subterránea para la fracción MOAM. No obstante, como se podrá leer en el capítulo siguiente, encontramos efecto “*priming*” sobre esta fracción (MOAM) para los tratamientos de maíz continuo y por tanto esto hace imposible de resolver la

tasa de humificación de residuos aéreos y subterráneos en la fracción MOAM usando la misma metodología que la aplicada y explicada este capítulo para MOP.

## **2.2. Materiales y métodos.**

### **2.2.1. Sito de estudio y diseño experimental.**

El experimento está localizado en el noroeste de Uruguay, a 10 Km al sur de la ciudad de Paysandú (31° 21' S and 58° 02' W; 61 m sobre el nivel del mar), dentro de la región definida como “Campos del Norte” del Río de la Plata (Soriano, 1992). El clima es meso- térmico sub- húmedo con una media de temperatura diaria de 25 y 13 °C para verano e invierno respectivamente y una media de precipitaciones anual de 1200 mm distribuida de forma uniforme en el año, pero con una gran variación intra e interanual. El sitio de estudio tiene un suelo fértil, clasificado como un Brunosol Eútrico Típico según la carta de suelos de Uruguay (Argiudol Típico – Soil Taxonomy, 1999) con una pendiente menor al 1%. La distribución de partículas en los primeros 0,1 m es de 212, 559 y 229 g kg<sup>-1</sup> de arena, limo y arcilla respectivamente y con un pH en H<sub>2</sub>O promedio de 5.5 a esa profundidad de muestreo lo que disminuye la posibilidad que exista presencia de carbonatos.

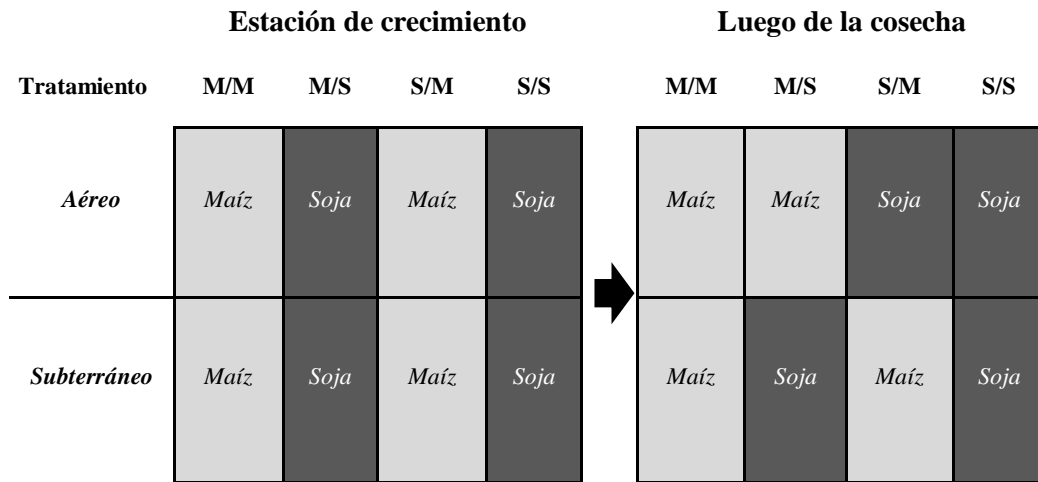
Entre 1940 y 1970 el sitio de estudio estuvo bajo un sistema de cultivo anual de trigo (un cultivo por año) en laboreo convencional (laboreo de inversión más varias operaciones secundarias). Entre 1970 y 1993 los cultivos anuales fueron rotados con pasturas en rotaciones de 6 años, que consistían en 3 años de trébol blanco (*Trifolium repens* L.), lotus (*Lotus corniculatus* L.) y festuca [*Lolium arundinaceum* (Schreb.) Darbysh.] y tres años de cultivos a una intensidad de 1,7 cultivo por año (Ernst *et al.*, 2009). Desde 1993 hasta el comienzo del experimento en 2007 el sitio no fue cultivado y fue gradualmente colonizado por gramilla [*Cynodon dactylon* (L.) Pers. – a C<sub>4</sub> perenne], pero manteniendo una abundancia variable de raigrass anual [*Lolium perenne* L. ssp.

*multiflorum* (Lam.) Husnot] y trébol blanco (ambas especies  $C_3$ ). Esta historia de uso del suelo, permite contar con una señal de  $\delta^{13}C$  en suelo intermedia entre plantas  $C_3/C_4$  ( $-21,5\text{‰} \pm 0,2$  en los primeros 0,1 m de profundidad para MOP) y por tanto diferenciar ingresos de C de ambos tipos de plantas.

El experimento (actualmente en curso) fue establecido en abril de 2007. El área experimental fue inicialmente tratada (abril) con glifosato a una dosis de  $3,0 \text{ kg a.i ha}^{-1}$  y subsecuentemente a dosis de  $1,5\text{-}2,0 \text{ kg a.i ha}^{-1}$  dependiendo del nivel de malezas y las condiciones climáticas. Los cultivos fueron sembrados el 6 de diciembre en 2007 y el 28 de noviembre en 2008. Herbicidas pre y post emergentes fueron aplicados en todos los tratamientos para controlar malezas cuando fue necesario y los insectos y enfermedades fueron controlados químicamente basados en el monitoreo regular de poblaciones. Previo a la siembra, todas las parcelas fueron fertilizadas con  $150 \text{ kg ha}^{-1}$  de fosfato de di-amónico ( $27 \text{ kg N ha}^{-1}$  and  $30 \text{ kg P ha}^{-1}$ ). Al estadio de 6 hojas (V6) todas las parcelas de maíz fueron aplicadas con  $69 \text{ kg ha}^{-1}$  de N usando como fuente urea. Todos los cultivos fueron manejados en siembra directa en parcelas de  $30,0 \times 5,2$  m con un distanciamiento entre filas de 0,52 m.

El experimento tiene 4 tratamientos arreglados al azar en un diseño de bloques con 3 repeticiones. Los tratamientos son: maíz continuo (M/M), soja continua (S/S) y dos tratamientos de intercambio de rastrojos en el cual la biomasa aérea es intercambiada luego de la cosecha entre parcelas de soja y maíz, resultando un tratamiento con ingresos de C aéreo de soja y subterráneo de maíz (S/M) y un tratamiento complementario con ingresos de C aéreo de maíz y raíces de soja (M/S). En las parcelas de intercambio de rastrojos, la biomasa aérea de soja y maíz, fue removida e intercambiada manualmente lo que implica el intercambio de aproximadamente 100 a 150 kg de rastrojo de parcelas de maíz (soja) a parcelas de soja (maíz) (Fig. 2.1).





**Figura 2.1.** Diagrama de tratamientos. A la izquierda puede observarse la ubicación de la parte aérea y subterránea durante el ciclo de crecimiento de los cultivos y a la derecha la ubicación de los residuos aéreos y subterráneos luego de la cosecha y realizado el intercambio de rastrojos. Los tratamientos incluyen soja (S) y maíz (M) como parte aérea y subterránea (aéreo/subterráneo)

### 2.2.2. Muestreo de suelos y cultivos.

La biomasa aérea y subterránea total producida por los cultivos fue medida cada año del experimento. El rendimiento en grano y la biomasa aérea total de cada parcela fueron determinadas luego de la madurez fisiológica de los cultivos a partir de la cosecha de 2 metros de 2 filas centrales al medio de la parcela (2,08 m<sup>2</sup>). La biomasa subterránea fue medida a floración utilizando el método del barreno (Böhm, 1979). En cada parcela, fueron tomadas dos repeticiones de dos muestras con un barreno (diámetro = 0,05 m, profundidad = 1,00 m), en cada repetición una muestra fue extraída de la fila y otra de la entre fila separando la muestra en los mismos intervalos de profundidad utilizados para las muestras de suelo (ver abajo). Las muestras de suelo con raíces intactas fueron congeladas inmediatamente luego del muestreo y mantenidas a -20°C. Para separar las raíces del suelo, las muestras fueron descongeladas en una solución saturada NaCl como

forma de dispersar el suelo y posteriormente terminadas de separar del suelo utilizando agua y tres tamices de 2, 0,5 y 0,05 mm de abertura de malla. Las raíces fueron recuperadas de los tamices utilizando pinzas de laboratorio teniendo en cuenta de no incorporar otros posibles materiales presentes en el suelo. La biomasa total fue estimada promediando la muestras en la fila con la de la entre fila. El congelado y subsecuente descongelado de raíces puede haber causado la rotura de membranas y pérdida de componentes solubles desde las raíces en el proceso de lavado. Por lo tanto es probable que la biomasa de raíces esté ligeramente subestimada.

Los suelos fueron muestreados antes de la siembra en noviembre de 2007 y noviembre de 2009. Las muestras fueron tomadas a 2 profundidades (0-5 y 5-10 cm). En el año 2007, las muestras de suelo se obtuvieron con un barreno de 7 cm de diámetro y una toma por parcela, mientras que en el año 2009, cada muestra estuvo compuesta por 4 tomas de 2 cm de diámetro por parcela, lo cual fue seleccionado para minimizar el disturbio del suelo en las parcelas. La ubicación de cada sitio de muestreo dentro de las parcelas está geo- referenciada.

Cada muestra de suelo fue pesada en fresco y aproximadamente un tercio de la muestra fue nuevamente pesada y secada a estufa a una temperatura de 105°C para estimar humedad de suelo y densidad aparente. Con el peso de la muestra fresca y seca pudo estimarse el peso seco de la muestra total y como el volumen muestreado era conocido, fue posible estimar la densidad aparente la cual no presento cambios significativos entre tratamientos ni entre años (1,04 y 1,26 gr cm<sup>-3</sup> para la profundidad 0-5 y 5-10 cm respectivamente;  $P < 0,464$ ). La muestra restante fue separada ligeramente y posteriormente tamizada a través de una malla de 2 mm y secada a estufa a 60°C. Posteriormente, las fracciones de la materia orgánica de suelo fueron separadas de acuerdo a lo propuesto por Cambardella y Elliott (1992). El contenido de C de cada

parcela fue calculado a masa constante (1147 Mg ha<sup>-1</sup> en los primeros 10 cm) para evitar sobreestimaciones del contenido de C en sitios compactados (Davidson y Ackerman, 1993).

Sub-muestras de biomasa aérea y subterránea de maíz y soja, así como muestras de suelo de cada momento de muestreo y cada fracción, fueron molidas y analizadas para C, N y la relación <sup>13</sup>C/<sup>12</sup>C en un analizador elemental de C-N acoplado a un espectrómetro de masas (Finnigan MAT DeltaPlusXL) en la Universidad de Duke, USA. El C orgánico asociado a la fracción arena corresponde a la MOP y la asociada a la arcilla + limo corresponde a la MOAM. La relación isotópica del C es expresada como valores de δ<sup>13</sup>C:

$$\delta^{13}\text{C} (\text{‰}) = \left[ \left( \frac{R_{\text{sam}}}{R_{\text{std}}} \right) - 1 \right] \times 10^3 \quad [2.1]$$

dónde  $R_{\text{sam}}$  = es la relación <sup>13</sup>C/<sup>12</sup>C de la muestra y  $R_{\text{std}}$  = es la relación <sup>13</sup>C/<sup>12</sup>C del estándar Pee Dee Belemnite.

Los rendimientos obtenidos tanto en grano como en biomasa en ambos años estuvieron por encima de la media de producción de cultivos en secano en la región, principalmente debido a condiciones climáticas favorables (Cuadro 2.1). Los rendimientos en grano, así como la biomasa total producida en las parcelas donde no existió manipulación del rastrojo y que acá se denominan como puras o intactas (M/M y S/S) no se diferenciaron de las parcelas de intercambio de rastrojos (M/S y S/M), por lo tanto se presentan los datos como promedio de maíz y soja, independientemente del intercambio de rastrojo (Cuadro 2.1).

**Cuadro 2.1.** Rendimiento y biomasa acumulada en los dos años del experimento, concentración de nitrógeno y carbono, relación C:N y  $\delta^{13}\text{C}$  en la biomasa aérea y subterránea de cultivos de maíz y soja.

	Maíz		Soja	
	Aéreo	Subterráneo <sup>b</sup>	Aéreo	Subterráneo <sup>b</sup>
Rendimiento en grano (Mg C ha <sup>-1</sup> )	8,5 ± 0,5	-	3,3 ± 0,2	-
Producción de biomasa <sup>a</sup> (Mg C ha <sup>-1</sup> )	8,9 ± 0,1	1,8 ± 0,1	6,5 ± 0,4	0,8 ± 0,1
Concentración de C en biomasa (g kg <sup>-1</sup> )	440 ± 12	372 ± 43	500 ± 12	385 ± 43
Nitrógeno en biomasa (Mg of N ha <sup>-1</sup> )	0,115 ± 0,001	0,031 ± 0,006	0,373 ± 0,023	0,024 ± 0,006
Concentración de N en biomasa (g kg <sup>-1</sup> )	5,7 ± 0,7	6,2 ± 0,8	28,7 ± 0,3	11,5 ± 0,5
Relación C:N de la biomasa	77,2 ± 5,0	57,3 ± 1,5	17,4 ± 0,3	33,3 ± 1,5
$\delta^{13}\text{C}$ (‰) en biomasa	-13,00 ± 0,18	-13,66 ± 0,25	-27,10 ± 0,18	-25,07 ± 0,25

a- El grano no está incluido; b- En los primeros 10 cm de suelo.

### 2.2.3. Estimación de la tasa de descomposición y humificación de la MOP en parcelas sin intercambio de rastrojo.

La fracción MOP fue particionada en C viejo (C original o nativo, es decir presente al inicio del experimento) y C nuevo utilizando la ecuación de mezclado isotópico propuesto por Balesdent et al. (1987):

$$\text{MOP}_{\text{fn}} = \frac{(\delta_{\text{f}} - \delta_{\text{i}})}{(\delta_{\text{v}} - \delta_{\text{i}})} \quad [2.2]$$

$$\text{MOP}_{\text{n}} = \text{MOP}_{\text{fn}} \times \text{MOP}_{\text{f}} \quad [2.3]$$

$$\text{MOP}_{\text{o}} = (1 - \text{MOP}_{\text{fn}}) \times \text{MOP}_{\text{f}} \quad [2.4]$$

dónde,  $\text{MOP}_{\text{fn}}$  es la fracción de la MOP total derivada de la nueva vegetación;  $\text{MOP}_{\text{n}}$  es el C derivado de la nueva vegetación (soja o maíz) (Mg C ha<sup>-1</sup>);  $\delta_{\text{f}}$  es el  $\delta^{13}\text{C}$  del suelo

en la fracción MOP en el muestreo final;  $\delta_i$  es el  $\delta^{13}\text{C}$  del suelo al inicio del experimento en la fracción MOP;  $\delta_v$  es el  $\delta^{13}\text{C}$  de la biomasa que ingresa como residuo (soja o maíz);  $\text{MOP}_f$  es la cantidad de C en la fracción MOP al final del intervalo considerado;  $\text{MOP}_o$  es la cantidad de C viejo u original presente al final del intervalo considerado.

La descomposición del C fue calculada para MOP asumiendo una disminución exponencial de la cantidad original o nativa de la MOP:

$$\text{MOP}_o(t) = \text{MOP}_i \times \exp^{-k_{\text{MOP}}t} \quad [2.5]$$

dónde  $k_{\text{MOP}}$  es la tasa de descomposición de MOP y  $t$  es el tiempo en años desde la conversión del sistema (dos años en este trabajo) y  $\text{MOP}_i$  es la cantidad de C ( $\text{Mg ha}^{-1}$ ) en esta fracción al inicio del experimento. En los tratamientos puros (M/M y S/S), la tasa de humificación ( $h_{\text{MOP}}$ ) para cada cultivo (fracción del C descompuesto de los residuos que ingresa al compartimiento de la fracción MOP) fue calculada sumando los ingresos de C de la biomasa aérea y subterránea ( $C_v$ ) y no se consideró la rizodeposición. Por lo tanto, nuestras estimaciones representan el límite superior de  $h_{\text{MOP}}$ . La ecuación utilizada fue la siguiente:

$$h_{\text{POM}} = \text{MOP}_n / \Delta t \times C_v \quad [2.6]$$

#### ***2.2.4. Estimación de la humificación de la biomasa aérea y subterránea en la MOP en los tratamientos de intercambio de rastrojo.***

La humificación del C derivado de los residuos aéreos y subterráneos puede ser separada utilizando los tratamientos de intercambio de rastrojo. Específicamente, la proporción de C nuevo estabilizado en la fracción MOP derivada de los ingresos de C aéreo y subterráneo en los tratamientos M/S y S/M puede ser estimada asumiendo las siguientes supuestos para la tasa de descomposición ( $k_{\text{MOP}}$ ): 1) la  $k_{\text{MOP}}$  del C original (o viejo) es la misma que la tasa de descomposición de C nuevo (o recientemente

estabilizado) en esta fracción; 2) la  $k_{MOP}$  de las parcelas sin intercambio de rastrojo es el mismo que el de las parcelas con intercambio de rastrojo y 3) la  $k_{MOP}$  es la misma para la MOP derivada de residuos aéreos y subterráneos.

Para poder llevar a cabo la estimación, primero fue calculado  $k_{MOP}$  en los tratamientos sin intercambio de rastrojo de maíz (M/M) y soja (S/S) a cada una de las profundidades utilizando la ecuación 2.5; como no fueron detectadas diferencias en  $k_{MOP}$  para ambos cultivos (Cuadro 2.3), se utilizó un promedio de  $k_{MOP}$  de ambos cultivos para las estimaciones que utilizaban esta variable. A partir del  $k_{MOP}$  estimado y la Eq. 5, pudo ser estimado la cantidad de  $MOP_o$  aún presente al final del periodo experimental en los tratamientos (M/S y S/M), permitiendo así la estimación  $MOP_{fn}$  en estos tratamientos resolviendo la ecuación 2.4 de la siguiente manera:

$$MOP_{fn} = (MOP_f - MOP_o) / MOP_f \quad [2.7]$$

Con esta estimación de  $MOP_{fn}$ , fue posible calcular la señal  $\delta^{13}C$  de los ingresos de C humificados ( $\delta_v$ ) que pueden haber explicado la señal  $\delta^{13}C$  de la MOP al final del experimento ( $\delta^{13}C \text{ } MOP_f$ ) a partir de reorganizar la ecuación 2.2:

$$\delta_v = \left( \frac{(\delta_f - \delta_i)}{MOP_{fn}} \right) + \delta_i \quad [2.8]$$

Dado que se cuenta con la señal de  $\delta^{13}C$  de los ingresos de biomasa aéreos y subterráneos y los tratamientos de intercambio la biomasa aérea y subterránea tienen señales isotópicas contrastantes (soja vs maíz), fue posible estimar la proporción de biomasa aérea y subterránea humificada de los ingresos que permita obtener un valor de  $\delta_v$  como el calculado en la ecuación 2.8.

$$f_a = \frac{(\delta_v - \delta_{vs})}{(\delta_{va} - \delta_{vs})} \quad [2.9]$$

dónde  $f_a$  es la proporción de biomasa aérea en  $MOP_n$ , y  $\delta_{va}$  y  $\delta_{vs}$  son las señales isotópicas  $\delta^{13}C$  de la biomasa aérea y subterránea respectivamente (ya sea soja o maíz).

La proporción de biomasa subterránea en  $MOP_n$  ( $f_s$ ) se calculó como:

$$f_s = 1 - f_a \quad [2.10]$$

Finalmente, la tasa de humificación de biomasa aérea y subterránea en la fracción MOP ( $Ah_{MOP}$  y  $Sh_{MOP}$ , respectivamente) fueron calculados separadamente utilizando la ecuación 2.6.

### **2.2.5. Análisis estadístico.**

El efecto de los tratamientos en las variables de respuesta fue analizado utilizando un diseño de parcelas divididas con los tratamientos (M/M, S/S, M/S, S/M) como parcela principal y el tiempo de muestreo como subparcela. El análisis se centró en la diferencia en MOP y  $\delta^{13}C$  de MOP entre momentos de muestreo y las interacciones entre momento de muestreo y tratamientos. Para  $k$  y  $h$ , los cuales fueron obtenidos por parcela, se evaluaron las diferencias entre tratamientos utilizando un análisis de varianza simple y para la separación de medias se utilizó el procedimiento de mínimas diferencias significativas. Todos los análisis estadísticos fueron realizados con el software Infostat 2011/p.

### **2.3. Resultados.**

Luego de dos estaciones de crecimiento no se detectaron cambios significativos en el contenido de C en la fracción MOP a lo largo del tiempo entre tratamientos (0-10 cm profundidad,  $P > 0,6$ ), pero el  $\delta^{13}C$  de esta fracción cambió hasta los 10 cm de profundidad (Cuadro 2:  $P = 0,012$  y  $0,049$  para los primeros 5 y 10 cm, respectivamente). Los cambios en  $\delta^{13}C$  de la fracción MOP permitieron la estimación de

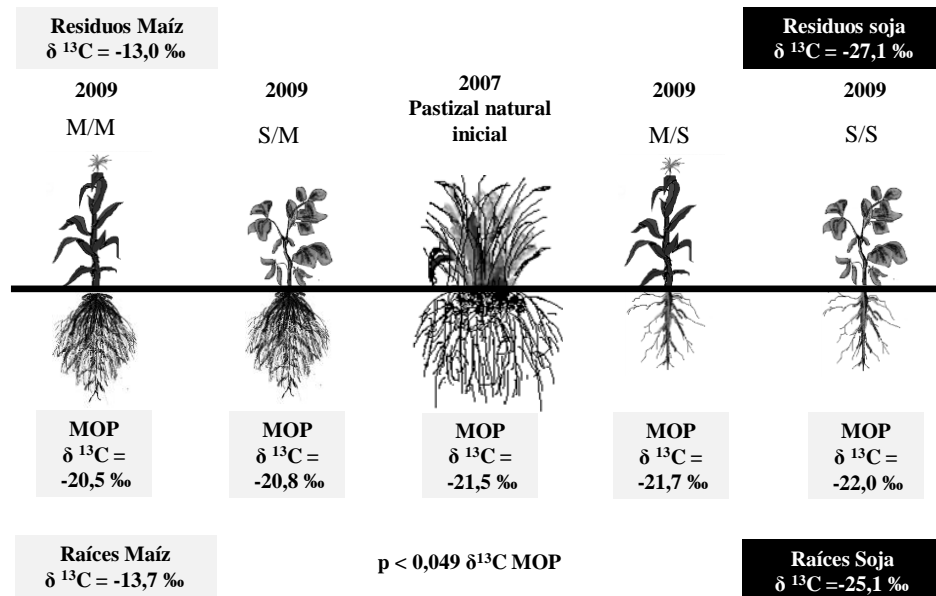
la tasa de descomposición y humificación. El valor inicial de  $\delta^{13}\text{C}$  de la MOP (derivado de la condición pre-tratamientos) fue  $-21,5 \text{ ‰} \pm 0,2$ , un valor que resulta de una mezcla de vegetación  $\text{C}_3$  y  $\text{C}_4$  (Figura 2.2). Como era esperado, el  $\delta^{13}\text{C}$  de la MOP se volvió más negativo en los tratamientos de soja puros (S/S hacia  $-26 \text{ ‰}$ ) y menos negativo en los tratamientos de maíz puros (M/M hacia  $-13 \text{ ‰}$ ) (Figura 2.2 y 2.3), un cambio atribuible al  $\delta^{13}\text{C}$  observado en la biomasa de los cultivos (Cuadro 2.1). El  $\delta^{13}\text{C}$  de la MOP en los tratamientos de intercambio de rastrojo se movió principalmente hacia la señal isotópica de los residuos de maíz (aéreo y subterráneo), probablemente como consecuencia de una mayor producción de residuos de este cultivo (Figura 2.2 y 2.3)

**Cuadro 2.2.** Promedio de contenido de MOP,  $\delta^{13}\text{C}$  en la MOP para los diferentes tratamientos analizados a las profundidades de 0-5 y 0-10 cm.

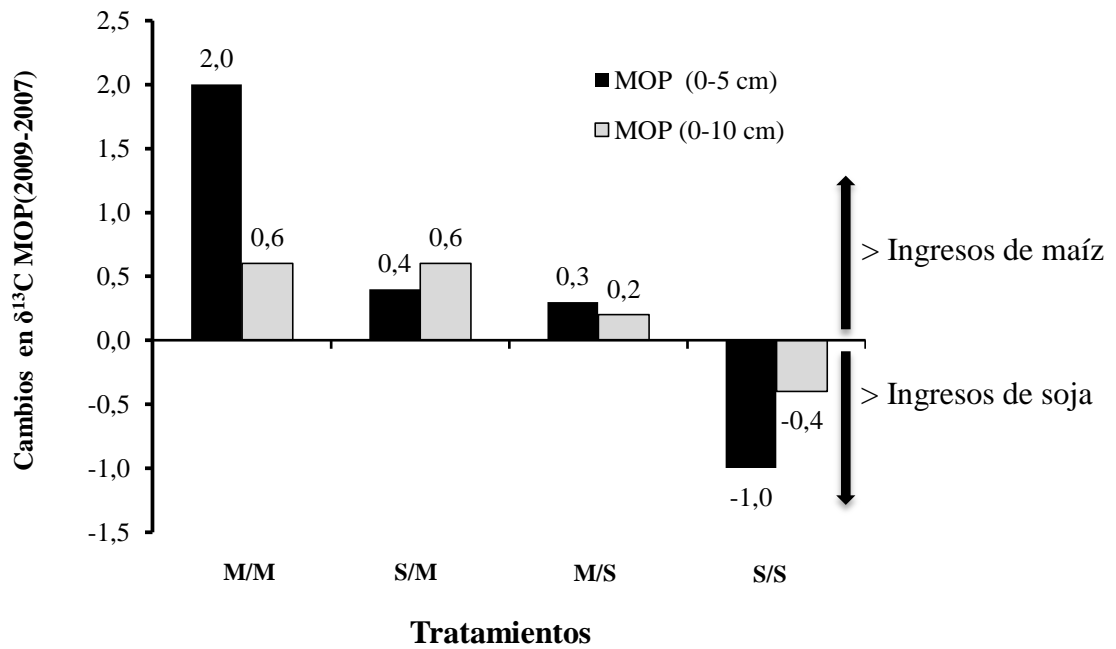
Variable	Año muestra	0-5					0-10				
		M/M	S/M	M/S	S/S	P- valor <sup>a</sup>	M/M	S/M	M/S	S/S	P- valor <sup>a</sup>
MOP (Mg ha <sup>-1</sup> )	2007	1,2	1,0	1,1	1,6	0,606	1,8	1,4	1,6	2,4	0.615
	2009	1,3	1,3	1,4	1,7		1,7	1,6	1,9	2,2	
$\delta^{13}\text{C}$ MOP ‰	2007	-22,5	-20,8	-21,7	-20,5	0,012	-21,1	-21,4	-21,9	-21,6	0.049
	2009	-20,5	-20,4	-21,4	-21,5		-20,5	-20,8	-21,7	-22,0	

<sup>a</sup> Valores de P denotan la significancia de la interacción tratamiento por momento de muestreo, lo que indica si el tratamiento cambió a lo largo del tiempo.





**Figura 2.2.** Representación esquemática de los valores iniciales y finales de  $\delta^{13}\text{C}$  de la MOP (promedio 0-10 cm) para cada tratamiento. Para facilitar la visualización de los cambios en  $\delta^{13}\text{C}$  durante el experimento, la condición inicial está representada en el centro de la figura, con los tratamientos puros en los extremos, en el izquierdo M/M y en el extremo derecho S/S y los tratamientos de intercambio en el medio.



**Figura 2.3.** Diferencias entre  $\delta^{13}\text{C}$  de la MOP inicial (2007) y final (2009) para cada tratamiento para la profundidad 0-5 y 0-10 cm.

La tasa de descomposición de la MOP ( $k_{MOP}$ ) no se diferenció entre los tratamientos de soja y maíz puros, con una mayor  $k_{MOP}$  en los horizontes superficiales (0-5 cm) para ambos cultivos (Cuadro 2.3). Como la cantidad de MOP se mantuvo constante durante el periodo del experimento para los tratamientos de M/M y S/S, la proporción de C nuevo derivado de los cultivos fue similar bajo ambas especies (Cuadro 2.3).

**Cuadro 2.3.** Media y desvío estándar de la tasa de descomposición ( $k_{MOP}$ ) y tasa de humificación de C de ingresos ( $h_{MOP}$ ) en MOP para parcelas de maíz y soja.

Profundidad	Cultivo	$k_{MOP}$ %	p-valor <sup>a</sup>	$h_{MOP}$ %	p-valor
0-5	Maíz	12,1 ± 3,1	0,44	2,6 ± 0,3	0,58
	Soja	8,0 ± 4,0		3,8 ± 1,7	
0-10	Maíz	5,4 ± 2,9	0,87	1,4 ± 0,9	0,32
	Soja	6,3 ± 2,4		4,2 ± 1,5	

<sup>a</sup> Valores de P denotan diferencias significancias entre cultivos a cada profundidad.

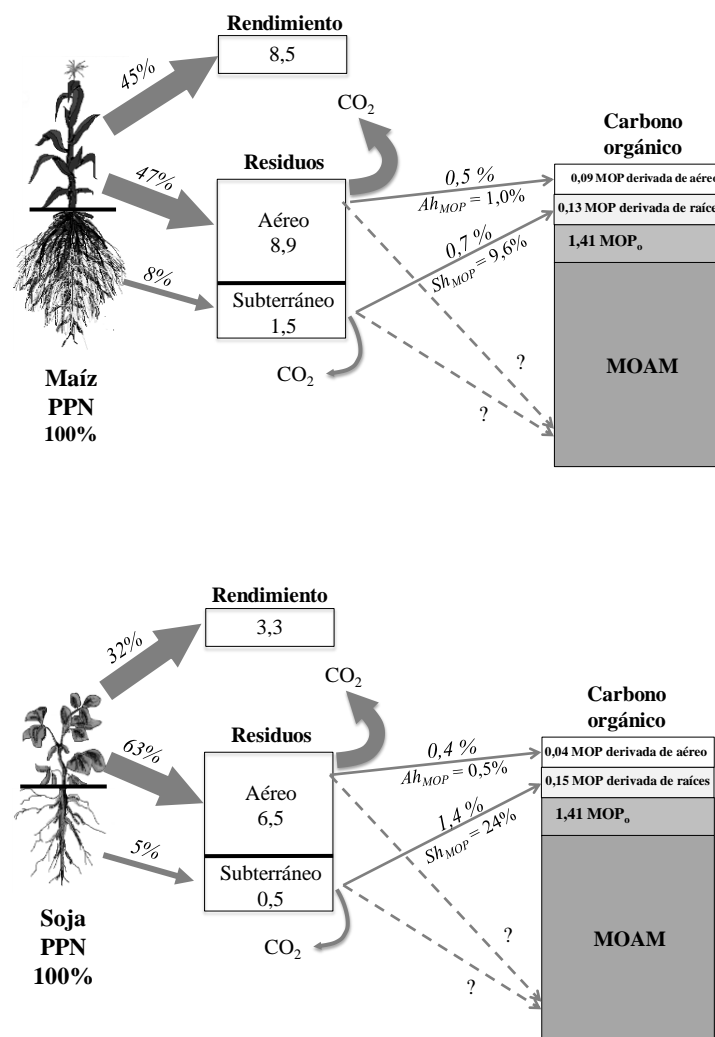
La proporción de C nuevo en la fracción MOP derivada de la biomasa subterránea fue mayor que la derivada de la biomasa aérea. La estimación de la contribución de la biomasa subterránea al C nuevo presente en MOP varió de cerca de 56% a casi 80% dependiendo de la profundidad y tratamiento analizado (Cuadro 2.4). La proporción de MOP nuevo derivada de los ingresos de biomasa subterránea incrementa en la profundidad 0-10 cm comparación con la profundidad 0-5 cm en parcelas de maíz pero se mantiene estable en parcelas de soja. La tasa de humificación de C aéreo ( $Ah_{MOP}$ ) fue similar para ambos cultivos (~1%) un orden de magnitud menor que la tasa de humificación de C de origen subterráneo ( $Sh_{MOP}$ ) (Cuadro 2.4). La  $Sh_{MOP}$  en los primeros 10 cm de profundidad fue 10 y 48 veces mayor que  $Ah_{MOP}$ , para maíz y soja respectivamente. La  $Sh_{MOP}$  fue mayor para soja que para maíz (Cuadro 2.4).

**Cuadro 2.4.** Fracción del C que ingresó a la MOP proveniente de la biomasa subterránea, tasa de humificación aérea y subterránea en MOP a la profundidad de 0-5 y 0-10 cm, en parcelas con maíz y soja.

		<b>0-5</b>		<b>0-10</b>	
		<b>M/S</b>	<b>S/M</b>	<b>M/S</b>	<b>S/M</b>
<i>Fracción del C derivado de biomasa subterránea</i>	Soja	0,57 ± 0,13 a	na	0,56 ± 0,23 a	na
	Maíz	na	0,63 ± 0,21 a	na	0,80 ± 0,42 a
<i>Aéreo</i> <i>Ah<sub>MOP</sub>(%)</i>	Soja	na	1,2 % ± 0,2 a	na	0,5 % ± 0,1a
	Maíz	1,1 % ± 0,1 a	na	1,0 % ± 0,03 a	na
<i>Subterráneo</i> <i>Sh<sub>MOP</sub>(%)</i>	Soja	44,9 % ± 3,5 a	na	24,0 % ± 2,4 a	na
	Maíz	na	16,0 ± 0,8 b	na	9,6 % ± 0,92 b

Valores luego de un signo de ± es el error estándar. Letras diferentes indican diferencias significativas entre cultivos (P<0,05) para cada profundidad; na = no aplicable.

Los resultados indican que sólo una pequeña proporción del C de los residuos queda en la fracción MOP luego de dos años ( $\approx 2,4\%$  del total de C sin contar el grano exportado), y que una mayor proporción del  $MOP_n$  es derivado de la biomasa subterránea, a pesar de la menor producción de la biomasa subterránea comparada con la biomasa aérea por cultivo (Figura 2.4). Por lo tanto, una mayor proporción de los residuos aéreos fue respirada durante la descomposición o posiblemente incorporado en MOAM (Figura 2.4 y ver también capítulo 3).



**Figura 2.4.** Flujos de C estimados en cultivos de maíz y soja. Los números en *itálica* junto con las flechas representan el flujo de C como porcentaje de la productividad primaria neta total (PPN) del cultivo. Los números dentro de las cajas representan la

producción acumulada de residuos y granos y la cantidad de C estabilizado en MOP derivada de residuos aéreos y subterráneos en  $\text{Mg C ha}^{-1} \text{ año}^{-1}$ . La estimación de flujos hacia MOAM no fue posible para los tratamientos de intercambio de rastrojo.

## **2.4. Discusión.**

Las hipótesis respecto a que los ingresos de C subterráneos tienen mayor tasa de humificación de los ingresos de C aéreos y la mayor parte del C humificado es derivado de la biomasa subterránea parece ser correcta para la fracción MOP. Este resultado está bien ilustrado por el tratamiento S/M, dónde aún con el ingreso de 4 veces más C aportado por la biomasa de soja, el  $\delta^{13}\text{C}$  de la MOP se volvió más cercano a la señal de maíz (Figura 2.2). Por lo tanto, la señal  $\delta^{13}\text{C}$  de MOP refleja de señal isotópica de los ingresos subterráneos, una conclusión con importantes implicancias al momento de analizar datos de  $\delta^{13}\text{C}$  de suelos.

La tasa de descomposición estimada en este trabajo para la fracción MOP en los primeros 10 cm de suelo para los cultivos puros ( $0,06 \text{ año}^{-1}$ ) está en la mitad del rango de los valores reportados para la literatura ( $0,04$  a  $0,11 \text{ año}^{-1}$ ) (Gregorich *et al.*, 1995; Murage *et al.*, 2007; Dorodnikov *et al.*, 2011; Larionova *et al.*, 2011). No se detectaron cambios significativos en la tasa de descomposición de MOP bajo soja y maíz, a pesar de las propiedades contrastantes de ambos residuos (Cuadro 2.1). Además, no fue posible detectar cambios significativos en los contenidos de MOP en ningún tratamiento. La ausencia de cambio en el contenido de MOP implica que el C respirado tendió a ser balanceado por el C humificado, o que los cambios en contenido fueron muy pequeños para ser detectado en los dos años del experimento.

Las diferencias en la señal  $\delta^{13}\text{C}$  del COS fueron sólo fueron mayormente detectables en la fracción MOP. Esta fracción es un indicador altamente sensible de cambios

producidos por diferentes usos del suelo y prácticas de manejo en el balance de COS (Cambardella y Elliott, 1992; Bayer *et al.*, 2001; Fabrizzi *et al.*, 2003; Salvo *et al.*, 2010). Los cambios observados en la MOP fueron principalmente explicados por la estabilización de biomasa subterránea, especialmente en horizontes del suelo por debajo de la zona de influencia de los residuos aéreos (5-10 cm en este caso), destacando el importante rol de las raíces y la partición de C a raíces en la formación de este componente del COS, apoyando estudios previos (Puget y Drinkwater 2001; Kong y Six 2010; Chirinda *et al.*, 2014; DuPont *et al.*, 2014).

La contribución, proporcionalmente mayor, de los ingresos de biomasa subterránea a la estabilización de C ha sido vagamente reconocida (Parton *et al.* 1998) o directamente no tomada en cuenta en la mayoría de los modelos de simulación en la medida que el principal determinante de los cambios en la tasa de cambio en los contenidos de COS es la magnitud de los ingresos totales (Coleman y Jenkinson, 1996; Kemanian y Stöckle, 2010). Por lo tanto, es probable que la mayoría de los modelos de simulación estén subestimando el aporte de raíces y sobreestimado el aporte de residuos aéreos a la MOP u otras fracciones de la materia orgánica del suelo. La distinción entre estas dos fuentes de C en la formación de COS es clave para muchas aplicaciones y los resultados sugieren que cultivos con mayores asignaciones de C a biomasa subterránea podrían acumular más C al menos vía MOP.

El hecho que las pasturas perennes destinen mayor cantidad de C subterráneo que los cultivos anuales puede ser una de las razones de porque los sistemas de rotación de cultivos-pasturas en la región y el mundo alcanzan mayores niveles de COS que los sistemas de cultivos anuales (Ernst y Siri-Prieto, 2009; Gentile *et al.*, 2003; Bolinder *et al.*, 2007) A su vez, puede explicar los resultados paradójicos dónde la remoción de la biomasa aérea no produce disminución a cambios en los niveles de COS (Campbell *et*

*al.*, 1991; Rasmussen *et al.*, 1998; Clapp *et al.*, 2000), consecuencia de los aportes de C de la producción de biomasa subterránea.

Los resultados obtenidos tienen importantes implicancias para el manejo y secuestro de C en el suelo. La disminución de los ingresos de C al suelo que resultan de la remoción de la biomasa aérea de residuos para heno o bioenergía, pueden potencialmente ser compensada por un incremento en la producción de raíces. A su vez, abre oportunidades para la selección de cultivos de cobertura o abonos verdes con alta partición de C a órganos subterráneos, lo cual podría incrementar la humificación y el almacenaje de COS. Quizás, algunas de los diversos beneficios reportados para los cultivos cobertura provienen tanto de la producción aérea como de raíces.

## **2.5. Conclusiones.**

El comienzo del experimento desde una pastura degradada con una señal isotópica de  $\delta^{13}\text{C}$  intermedia entre la biomasa de una planta  $\text{C}_3$  y  $\text{C}_4$  permitió luego de dos años estimar la cantidad de C nuevo en la fracción MOP proveniente de la biomasa aérea y subterránea de los cultivos de soja y maíz (que varió entre 56 y 80% de la MOP total). Los resultados muestran que la humificación del C de la biomasa subterránea fue mucho mayor (~16%) que la de los residuos aéreos (~0.8%) para ambos cultivos. La influencia de los residuos aéreos en la señal  $\delta^{13}\text{C}$  fue pequeña y sólo se expresó cerca de la superficie, aun cuando >80% de los residuos aportados por los cultivos fueron aéreos. Estos resultados indican de forma contundente que la biomasa subterránea tiene un impacto desproporcionado en el balance de MOP y un mejor entendimiento del C subterráneo es necesario para describir, manejar y modelar el ciclado de C en el suelo.



**CAPÍTULO 3- Aumento de la tasa de descomposición y formación de carbono asociado a la fracción mineral de la materia orgánica luego del agregado de residuos de alta relación carbono:nitrógeno. <sup>2</sup>**

---

<sup>2</sup> Los resultados de este capítulo se encuentran publicados en Mazzilli, S.R; Kemanian, A.R; Ernst, O.R; Jackson, R; Piñeiro, G. 2014. Priming of soil organic carbon decomposition induced by corn compared to soybean crops. Soil Biology and Biogeochemistry, 75: 273-281.

### 3.1. Introducción.

El carbono orgánico del suelo (COS) es el principal componente del ciclo global del carbono (C) que influencia la productividad en ecosistemas terrestres y que a través de su acumulación podría reducir la acumulación de CO<sub>2</sub> en la atmósfera (Bauer y Black, 1994; Lal, 1997; Reeves, 1997; Berthrong *et al.*, 2009). Tanto el contenido como flujo de C son afectados por el uso del suelo. El cambio de uso del suelo hacia sistemas agrícolas es una de las principales perturbaciones del ciclo de C global con una importante contribución en las emisiones de CO<sub>2</sub> a la atmósfera (Schimel, 1995; Foley *et al.*, 2005). La agricultura modifica el contenido de COS cambiando: (1) los ingresos de C desde la vegetación (C<sub>v</sub>) o la fracción de C<sub>v</sub> que es estabilizada (o humificada) en COS, y (2) las salidas de C como CO<sub>2</sub> de la respiración microbiana del COS. Estos procesos fueron formalizados en un balance de masas propuesto por Hénin y Dupuis (1945) (Eq. 1.1).

Aún existen varias brechas de conocimiento en los mecanismos específicos que determinan la humificación ( $h - \text{año}^{-1}$ ) y la tasa de descomposición ( $k - \text{año}^{-1}$ ). Es conocido que los microorganismos descomponen residuos de biomasa fresca y liberan C como CO<sub>2</sub> de la respiración mientras retienen una mayor proporción del nitrógeno (N) (Swift *et al.*, 1979). El N retenido y el C orgánico no respirado se estabiliza en asociaciones organo-minerales que se descomponen a una tasa mucho más lenta que los residuos frescos. Por lo tanto, es posible que el COS esté principalmente formado por subproductos de origen microbiano como exudados y componentes liberados a partir de la ruptura de microorganismos muertos y que son protegidos de la descomposición a partir de asociaciones con partículas de arcilla y el limo y la oclusión en agregados de suelo (Hassink y Whitmore, 1997; Balesdent *et al.*, 2000).

En sistemas de cultivo con soja y maíz, los residuos que son aportados al suelo por estos dos cultivos difieren en la cantidad y composición. Los ingresos de C de cultivos de maíz en general sobrepasan los ingresos de C de soja en 1,4 a 1,8 veces, aunque con una relación C:N mucho mayor (Buyanovsky y Wagner, 1986; Allmaras *et al.*, 2000; Huggins *et al.*, 2007). En sistemas agrícolas, un mayor ingreso de residuos está típicamente asociado con mayores contenidos de COS (v.g Campbell *et al.*, 1991; Rasmussen y Smiley, 1997). No obstante, se conoce mucho menos acerca de cómo la cantidad y calidad de los residuos que ingresan al sistema afecta  $k$  y  $h$ .

Con frecuencia se asume que la tasa de descomposición ( $k$ ) del COS depende principalmente de la temperatura, humedad y propiedades físicas del suelo (Wildung *et al.*, 1975; Bunnell *et al.*, 1977; Kowalenko *et al.*, 1978; Buyanovsky y Wagner, 1986; Power *et al.*, 1986; Gregorich *et al.*, 1998; Hendrix *et al.*, 1998). Sin embargo, experimentos en condiciones de laboratorio cuestionan este supuesto y sugieren que  $k$  es también afectado por el llamado efecto “*priming*”, que establece que  $k$  es una función de la cantidad y calidad de residuos frescos que están siendo descompuestos (Fontaine *et al.*, 2003; Fontaine *et al.*, 2007; Blagodatskaya y Kuzyakov, 2008; Crow *et al.*, 2009; Chemidlin Prévost-Bouré *et al.*, 2010; Guenet *et al.*, 2010; Yakov, 2010; Larionova *et al.*, 2011; Guenet *et al.*, 2012; Shahzad *et al.*, 2012; Zhu y Cheng, 2012; Paterson y Sim, 2013). En suelos forestales, el efecto “*priming*” parece operar porque el incremento de la productividad primaria neta no se traslada directamente en incrementos del COS debido a la ocurrencia simultánea de aceleración de la descomposición del COS (Sulzman *et al.*, 2005; Crow *et al.*, 2009).

El efecto “*priming*” tiene importantes e ignoradas implicancias en la regulación del ciclo del C en sistemas agrícolas, consecuencia de la gran variación en tipos y cantidades de residuos de diferentes cultivos en una rotación. En particular, los

horizontes superficiales del suelo en sistemas de siembra directa, reciben periódicamente importantes cantidades de residuos frescos luego de la cosecha. Estos residuos no se mezclan con el suelo ni están sometidos a una mayor aireación y mezclado como si lo están los residuos durante los laboreos. Por lo tanto, el laboreo puede haber escondido el efecto relevante de los residuos en la tasa de descomposición del COS en sistemas tradicionales de agricultura y se puede haber vuelto más importante en los sistemas de siembra directa.

En siembra directa, la calidad y cantidad de residuos puede afectar  $k$  pero también  $h$ . Para evaluar la influencia de las propiedades de los residuos en  $h$ , es útil aplicar el concepto de la cascada de descomposición descrita por Swift *et al.* (1979), en la cual una proporción de los residuos ( $1-h$ ) es perdida por respiración microbiana, pero el N y el C no respirado son retenidos en el suelo. Basado en este marco de trabajo, se puede proponer que los residuos con un relación C:N más cercana a la del COS del suelo debería tener mayor  $h$  que residuos con una relación C:N mayor. Este punto es apoyado por trabajos recientes que muestran que los descomponedores disminuyen su eficiencia en el uso del C cuando consumen residuos con alta relación C:N, y por lo tanto disminuyen la tasa de humificación (Manzoni *et al.*, 2008; Manzoni *et al.*, 2010; Cotrufo *et al.*, 2013). En sistemas agrícolas, la soja y el maíz, representan dos extremos en la relación C:N y por lo tanto es posible esperar que  $h$  para soja sea mayor que para maíz. No obstante, la escasa evidencia experimental sugiere lo opuesto (Huggins *et al.*, 1998; Huggins *et al.*, 2007), aunque no se ha propuesto un mecanismo que explique estas diferencias en  $h$ .

Por otra parte, otro factor que puede estar controlando  $h$  es la relación entre el COS y el correspondiente nivel de saturación de COS (Hassink y Whitmore, 1997). La saturación de COS es definida como la cantidad de C que puede ser protegida en asociaciones

órgano-minerales en el suelo y parece depender principalmente de la textura. Un suelo con un nivel de COS cercano a la saturación debería tener menor  $h$  que uno con menor nivel de COS, un concepto que ha sido incorporado en algunos modelos de simulación (Kemanian y Stöckle, 2010). Por lo tanto, el efecto de la saturación tiene que ser considerada cuando se interpretan determinaciones experimentales de  $h$ .

Es metodológicamente desafiante estimar  $k$  y  $h$  e identificar los orígenes del C que entra o sale de los distintos compartimientos del COS. Entre los métodos existentes, el marcado natural con  $\delta^{13}\text{C}$  es útil, especialmente cuando un suelo originalmente desarrollado o manejado con plantas  $\text{C}_3$  ( $\delta^{13}\text{C} = -26 \text{ ‰}$ ) es substituido por plantas  $\text{C}_4$  ( $\delta^{13}\text{C} = -12 \text{ ‰}$ ) o viceversa (Balesdent et al., 1988). Un suelo con una composición intermedia derivada de una mezcla de vegetación  $\text{C}_3$  y  $\text{C}_4$  ( $\delta^{13}\text{C} = -18$  a  $-21 \text{ ‰}$ ) permite a los investigadores seguir simultáneamente la disminución de  $\delta^{13}\text{C}$  en el suelo luego de la introducción de plantas  $\text{C}_3$  y el enriquecimiento luego de la introducción de plantas  $\text{C}_4$  (Andriulo et al., 1999; Bayala et al., 2006; Desjardins et al., 2006). Cuando el marcado isotópico es combinado con fraccionamiento del suelo (separación por tamaños del carbono orgánico en materia orgánica particulada, MOP, y materia orgánica asociada a la fracción mineral MOAM, como fue propuesto por Cambardella y Elliott (1992)), tanto el C que ingresa como el que sale de cada fracción puede ser estimado (Martin et al., 1990; Gregorich et al., 1995; Huggins et al., 1998).

El objetivo del trabajo fue estimar la tasa de descomposición de COS ( $k$ ) y la tasa de humificación ( $h$ ) de  $\text{C}_v$  para las diferentes fracciones de suelo (MOP y MOAM) bajo situaciones contrastantes de calidad, cantidad y composición isotópica de residuos. La hipótesis propuesta es que si el efecto “*priming*” es importante en sistemas de siembra directa con importante cantidad de ingreso de residuos de maíz y soja, los suelos que reciban residuos de maíz tendrán mayores tasas de descomposición del COS ( $k$ ) que los

suelos que reciben residuos de soja. Además, los residuos de soja con menor relación C:N tendrán mayor tasa de humificación ( $h$ ) comparado con los residuos de maíz con mayor relación C:N. Para poner a prueba estas hipótesis, se midieron los flujos de C en el sistema suelo-planta utilizando la abundancia natural de  $\delta^{13}\text{C}$  como marcador y se estimó  $k$  y  $h$  en un sistema de siembra directa de maíz y soja. El experimento comenzó sobre una pastura degradada que estaba conformada por una mezcla de plantas  $\text{C}_3$  y  $\text{C}_4$ , que fue convertido a un sistema de agricultura sin laboreo, permitiendo seguir el enriquecimiento y agotamiento de  $\delta^{13}\text{C}$  en el COS consecuencia de los ingresos de residuos de maíz y soja respectivamente.

### **3.2. *Materiales y métodos.***

#### **3.2.2. *Muestreo de suelo y cultivos.***

Los detalles de ubicación del experimento, el tipo de suelo y la historia de manejo se encuentra detallada en la sección 2.2.1 de esta tesis. En esta sección sólo se describen algunos aspectos de la metodología que se repiten del capítulo anterior, pero presentan diferencias relevantes de ser aclaradas o reafirmadas para el correcto entendimiento del capítulo.

Los suelos fueron muestreados antes de la siembra en noviembre de 2007 y noviembre de 2009. Las muestras fueron tomadas a 3 profundidades (0-5, 5-10 y 10-20). En el año 2007 las muestras de suelo fueron obtenidas con un barreno de 7 cm de diámetro y una toma por parcela, mientras que en el año 2009, cada muestra estuvo compuesta por 4 tomas de 2 cm de diámetro por parcela, lo cual fue seleccionado para minimizar el disturbio del suelo en las parcelas. La ubicación de cada sitio de muestreo dentro de las parcelas está geo- referenciada. Cada muestra de suelo fue pesada y aproximadamente un tercio de la muestra fue secada a estufa a una temperatura de  $105^\circ\text{C}$  para estimar

humedad de suelo y densidad aparente de acuerdo al procedimiento descrito en la sección 2.2.1. La muestra restante fue separada ligeramente y posteriormente tamizada a través de una malla de 2 mm de abertura y posteriormente secada a estufa a 60°C. Las fracciones de la materia orgánica de suelo fueron separadas de acuerdo a lo propuesto por (Cambardella y Elliott, 1992), separando materia orgánica (y por tanto COS) en particulada (MOP) y asociada a la fracción mineral (MOAM). La fracción MOP es relativamente joven, con el C mínimamente transformado en relación a los residuos frescos y en menos asociación con la matriz mineral del suelo. En contraste, MOAM es más vieja y más estable, probablemente debido a la asociación con la fracción mineral del suelo. El contenido de COS de cada parcela fue calculado a masa constante para evitar sobreestimaciones del contenido de C en sitios compactados (Davidson y Ackerman, 1993).

La biomasa aérea y subterránea total producida por los cultivos fue medida cada año del experimento. El rendimiento en grano y la biomasa aérea total de cada parcela fueron determinadas luego de la madurez fisiológica de los cultivos a partir de la cosecha de dos metros de dos filas centrales al medio de la parcela (2,08 m<sup>2</sup>). La biomasa subterránea fue medida a floración utilizando el método del barreno. En todos los casos, en este capítulo sólo se reportan datos de los tratamientos M/M y S/S. En cada parcela, fueron tomadas dos muestras por posición con un barreno (diámetro = 5 cm, profundidad = 100 cm), una muestra fue extraída de la fila y otra de la entre fila separando la muestra en los mismos intervalos de profundidad utilizados para las muestras de suelo (ver abajo). Las muestras de suelo con raíces intactas fueron congeladas inmediatamente luego del muestreo y mantenidas a -20°C. Para separar las raíces del suelo, las muestras fueron descongeladas en una solución saturada NaCl como forma de dispersar el suelo y posteriormente terminadas de separar del suelo utilizando

agua y tres tamices de 2, 0,5 y 0,05 mm de abertura de malla. Las raíces fueron recuperadas de los tamices utilizando pinzas de laboratorio descartando todo material que no fueran raíces vivas y la biomasa total fue estimada promediando la muestras en la fila con la de la entre fila. El congelado y subsecuente descongelado de raíces puede haber causado la rotura de membranas y pérdida de componentes solubles desde las raíces en el proceso de lavado. Por lo tanto es probable que la biomasa de raíces esté levemente subestimada.

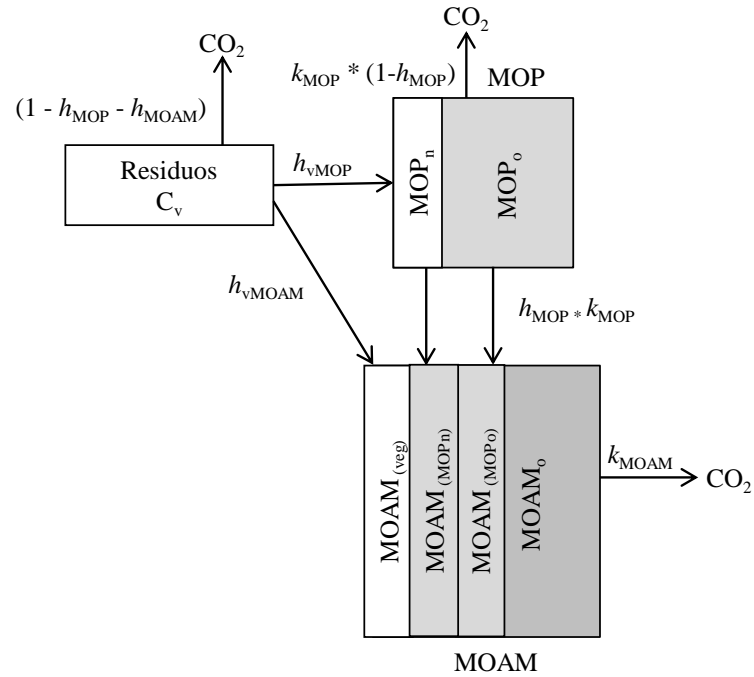
Sub-muestras de biomasa aérea y subterránea de maíz y soja, así como muestras de suelo de cada momento de muestreo y cada fracción, fueron molidas y analizadas para C, N y la relación  $^{13}\text{C}/^{12}\text{C}$  en un analizador elemental de C-N acoplado a un espectrómetro de masas (Finnigan MAT DeltaPlusXL) en la Universidad de Duke, USA. El C orgánico asociado a la fracción arena corresponde a la MOP y la asociada a la arcilla + limo corresponde a la MOAM. La relación isotópica del C es expresada como valores de  $\delta^{13}\text{C}$  (Eq. 2.1).

### ***3.2.3. Estimación de $h$ , $k$ y flujos de C.***

Para el análisis se asumió que el sistema tiene tres compartimientos de C (residuos de cultivos ( $C_V$ ), MOP y MOAM) y que las transferencias de C están mediadas por el ciclado microbiano y son: el C de  $C_V$  puede estabilizarse en MOP y MOAM y C de MOP puede estabilizarse en MOAM. Se puede calcular  $h$  en cada transferencia y  $k$  en cada compartimiento asumiendo que cada compartimiento tiene propiedades uniformes. El C en MOP y MOAM fue particionado en C original (o C nativo que estaba presente al inicio del experimento) ( $\text{MOP}_o$  y  $\text{MOAM}_o$ ) y C nuevo. Para MOP, el C nuevo viene de los residuos ( $\text{MOP}_n$ ). Para MOAM, el C nuevo puede venir de los residuos formando  $\text{MOAM}_{(\text{veg})}$  y de  $\text{MOP}_n$  formando  $\text{MOAM}_{(\text{MOPn})}$ , ambos con la misma señal isotópica de



$\delta^{13}\text{C}$  y que en conjunto denominaremos  $\text{MOAM}_n$  y de  $\text{MOP}_o$  ( $\text{MOAM}_{\text{MOP}_o}$ ) (Figura 3.1).



**Figura 3.1.** Diagrama de flujos de C estimados.  $C_v$ : Ingreso de C de residuos de la vegetación;  $\text{MOP}_n$ : MOP nuevo a partir de  $C_v$ ;  $\text{MOP}_o$ : MOP original o nativo presente al inicio del experimento;  $\text{MOAM}_{(\text{veg})}$ : MOAM nuevo a partir de  $C_v$ ;  $\text{MOAM}_{(\text{MOP}_n)}$ : MOAM nuevo a partir de  $\text{MOP}_n$ ;  $\text{MOAM}_{(\text{MOP}_o)}$ : MOAM nuevo a partir de  $\text{MOP}_o$ ;  $\text{MOAM}_o$ : MOAM original o nativo presente al inicio del experimento;  $h_{\text{VMOP}}$  = tasa de humificación de  $C_v$  en MOP;  $h_{\text{VMOAM}}$  = tasa de humificación de  $C_v$  en MOAM;  $k_{\text{MOP}}$  = tasa de descomposición de MOP;  $k_{\text{MOAM}}$  = tasa de descomposición de MOAM.

COS total (MOP + MOAM) y MOP fueron particionados en C original y C nuevo presente en cada compartimiento utilizando la ecuación de mezclado isotópico propuesta por Balesdent (1987):

$$\text{COS}_{\text{fn}} = \frac{(\delta_e - \delta_i)}{(\delta_v - \delta_i)} \quad [3.3]$$

$$\text{COS}_n = \text{COS}_{fn} \times \text{COS}_f \quad [3.4]$$

$$\text{COS}_o = (1 - \text{COS}_{fn}) \times \text{COS}_f \quad [3.5]$$

dónde  $\text{COS}_{fn}$  es la fracción del C derivada de  $C_v$  (soja o maíz);  $\text{COS}_n$  ( $\text{Mg ha}^{-1}$ ) es la masa de C derivada de  $C_v$ ;  $\delta_f$  es el  $\delta^{13}\text{C}$  del suelo luego de dos años de crecimiento de los cultivos;  $\delta_i$  es el  $\delta^{13}\text{C}$  del suelo al inicio del experimento;  $\delta_v$  es el  $\delta^{13}\text{C}$  de los residuos de cultivos;  $\text{COS}_f$  es el contenido de COS al final del periodo de dos años;  $\text{COS}_o$  es el contenido de COS original o nativo aún presente al final del periodo considerado. El C MOAM nuevo ( $\text{MOAM}_n$ ) fue estimado como la diferencia entre  $\text{COS}_n$  y  $\text{MOP}_n$ :

$$\text{MOAM}_n = \text{COS}_n - \text{MOP}_n \quad [3.6]$$

La señal  $\delta^{13}\text{C}$  medida en MOAM al final del experimento ( $\text{MOAM}_f$ ) es un promedio ponderado de  $\delta^{13}\text{C}$   $\text{MOAM}_n$  ( $\text{MOAM}_{(\text{veg})} + \text{MOAM}_{(\text{MOP}_n)}$ ),  $\delta^{13}\text{C}$   $\text{MOAM}_{(\text{MOP}_o)}$  and  $\delta^{13}\text{C}$   $\text{MOAM}_o$ , estos últimos con la misma señal isotópica:

$$\delta_{\text{MOAM}_f} \times \text{MOAM}_f = \delta_{\text{MOP}_o} \times \text{MOAM}_{(\text{MOP}_o)} + \delta_v \times \text{MOAM}_n + \delta_{\text{MOAM}_o} \times (\text{MOAM}_f - \text{MOAM}_{(\text{MOP}_o)} - \text{MOAM}_n) \quad [3.7]$$

La única variable desconocida es  $\text{MOAM}_{(\text{MOP}_o)}$ , por lo tanto:

$$\text{MOAM}_{(\text{MOP}_o)} = \frac{\text{MOAM}_n \times (\delta_{\text{MOAM}_i} - \delta_v) + \text{MOAM}_f \times (\delta_{\text{MOAM}_f} - \delta_{\text{MOAM}_i})}{\delta_{\text{MOP}_i} - \delta_{\text{MOAM}_i}} \quad [3.8]$$

Con esta cantidad, se puede estimar cuanto del C original o nativo en MOP terminó en MOAM al final de los dos años.

También se puede estimar la tasa de descomposición de C ( $k$ ) para MOP y MOAM utilizando la ecuación propuesta por Hénin y Dupuis (1945) y resolviendo  $k$  para ingresos de C de residuos = 0:

$$k = -\frac{1}{t} \times \ln \left( \frac{\text{COS}_x(t)}{\text{COS}_{x0}} \right) \quad [3.9]$$

dónde,  $COS_x$  representa MOP o MOAM, cada una con su propia tasa de descomposición  $k$  ( $k_{MOP}$  y  $k_{MOAM}$ ),  $COS_{x0}$  es la cantidad inicial de C en cada compartimiento de interés;  $t$  es el tiempo en años (dos años en este experimento) y  $COS_x(t)$  es la cantidad de C en el compartimiento de interés al momento de muestreo.

El coeficiente de humificación de residuos de la vegetación a MOP ( $h_{vMOP}$ ) puede ser resuelto aplicando la ecuación de Hénin y Dupuis (1945) para cada cultivo y tomando en conjunto los ingresos de C aéreos y subterráneos e ignorando los potenciales ingresos de C por rizodeposición:

$$h_{vMOP} = (MOP_f - MOP_i + 2 \times k_{MOP} \times MOP) / C_v \quad [3.10]$$

Dónde  $MOP_f$  es la MOP al final del periodo,  $MOP_i$  es la MOP al inicio del experimento y  $MOP$  es el promedio entre en el inicio y fin del experimento.

Cómo  $k$  es conocido, la humificación de  $MOP_o$  en MOAM ( $h_{MOP}$ ) y la humificación de  $C_v$  en MOAM ( $h_{vMOAM}$ ) puede ser estimada utilizando la misma ecuación:

$$h_{MOP} = \frac{MOAM_{(MOPo)} + 2 \times k_{MOAM} \times 0.5 \times MOAM_{(MOPo)}}{(2 \times k_{MOAM} \times (MOP_i + 0.5 \times MOP_n))}, \quad [3.11]$$

y

$$h_{vMOAM} = \frac{(MOAM_{(veg)} + 2 \times k_{MOAM} \times 0.5 \times MOAM_{(veg)})}{C_v}. \quad [3.12]$$

La multiplicación por dos en las últimas dos ecuaciones deriva de nuestro periodo de ensayo de dos años y la multiplicación por 0,5 promedia el tamaño de cada compartimiento. En la ecuación 3.12,  $C_v$  es el ingreso total para los dos años. El cálculo de MOAM desde residuos  $MOAM_{(veg)}$  es explicado de la siguiente manera. Se puede prorratear la cantidad de C desde  $C_v$  que está en MOAM vía MOP ( $MOAM_{(MOPn)}$ ) asumiendo que  $MOP_n$  y  $MOP_o$  tienen el mismo  $h$  ( $h_{MOP}$ ). La  $MOAM_{MOPn}$  es la

acumulación durante el periodo considerado de las entradas a MOAM vía MOP<sub>n</sub> y de lo que se descompone en el mismo periodo de MOAM como MOAM<sub>MOPn</sub>.

$$\text{MOAM}_{\text{MOPn}} = 2 \times h_{\text{MOP}} \times k_{\text{MOP}} \times 0.5 \times \text{MOP}_n - 2 \times k_{\text{MOAM}} \times 0.5 \times \text{MOAM}_{(\text{MOPn})} \quad [3.13]$$

El 0.5 en el segundo término de la derecha simplemente asume que la mitad de la masa fue operativa en los dos años (aprox.), dado que empezó de 0 al inicio del periodo considerado. Las siguientes ecuaciones (Eq. 3.14 y 3.15) aclaran los despejes realizados para llegar a la ecuación que estima MOAM<sub>MOPn</sub> (Eq. 3.16).

$$\text{MOAM}_{\text{MOPn}} + 2 \times k_{\text{MOAM}} \times 0.5 \times \text{MOAM}_{(\text{MOPn})} = 2 \times h_{\text{MOP}} \times k_{\text{MOP}} \times 0.5 \times \text{MOP}_n \quad [3.14]$$

$$(1 + 2 \times k_{\text{MOAM}} \times 0.5) \text{MOAM}_{(\text{MOPn})} = \frac{2 \times h_{\text{MOP}} \times k_{\text{MOP}} \times 0.5 \times \text{MOP}_n}{(1 + 2 \times k_{\text{MOAM}} \times 0.5)} \quad [3.15]$$

$$\text{MOAM}_{(\text{MOPn})} = \frac{2 \times h_{\text{MOP}} \times k_{\text{MOP}} \times 0.5 \times \text{MOP}_n}{(1 + 2 \times k_{\text{MOAM}} \times 0.5)} . \quad [3.16]$$

Finalmente, la cantidad de MOAM que viene directamente de CV (MOAM<sub>(veg)</sub>) es:

$$\text{MOAM}_{(\text{veg})} = \text{MOAM}_n - \text{MOAM}_{(\text{MOPn})} . \quad [3.17]$$

### **3.2.4- Análisis estadístico.**

El efecto tratamiento en las variables de respuesta fue analizado usando un diseño de parcelas divididas con el tratamiento (maíz y soja) como parcela principal y el momento de muestreo como sub-parcela. El análisis fue enfocado en el efecto del momento de muestreo y la interacción entre momento y tratamiento. Tanto  $k$  como  $h$  fueron obtenidos para cada una de las parcelas y el efecto tratamiento fue evaluado utilizando un análisis de varianza y para la separación de medias se utilizó el procedimiento de mínima diferencias significativas. Fue utilizado el software Infostat 2011/p para todos los análisis estadísticos.

## **3.3. Resultados.**

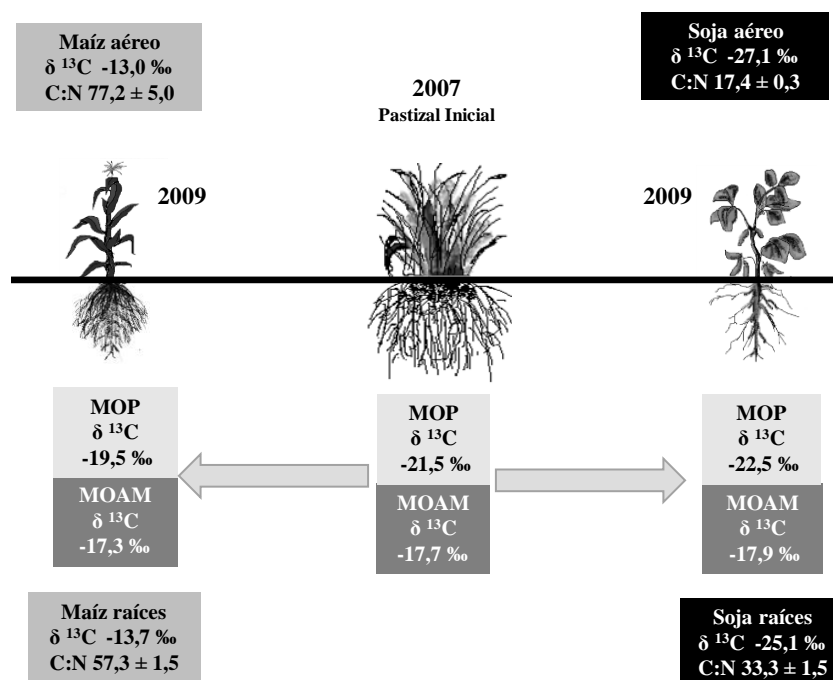
### **3.3.1. Ingreso de residuos.**

El maíz produjo significativamente mayor cantidad de residuos en el suelo con una mayor relación C:N que la soja (Cuadro 3.1). La producción de C de residuos aéreos fue 27% mayor para maíz que para soja en el periodo de dos años. La relación C:N de la biomasa aérea fue 4,5 veces mayor en maíz que en soja, pero la diferencia fue sólo dos veces mayor para los residuos subterráneos (Cuadro 3.1, Fig. 3.2). En los primeros 20 cm de suelo, la biomasa subterránea de maíz fue tres veces mayor que la de soja. Aproximadamente el 82% de la biomasa subterránea de maíz y el 56% de la de soja en el horizonte 0-20 cm estuvieron en los primeros 5 cm de suelo (Cuadro 3.2).

**Cuadro 3.1.** Biomasa acumulada de cultivos luego de dos años, concentración de C y N en cultivos y  $\delta^{13}\text{C}$  (media y error estándar) en biomasa aérea y subterránea de cultivos de soja y maíz para los primeros 0-5 cm de profundidad.

Variable	Maíz		Soja	
	Aéreo†	Subterráneo‡	Aéreo†	Subterráneo‡
Biomasa acumulada de cultivos (Mg C ha <sup>-1</sup> )	8,8 ± 0,1	1,53 ± 0,03	6,9 ± 0,6	0,53 ± 0,03
Concentración de C en biomasa (g kg <sup>-1</sup> )	440 ± 12	372 ± 43	500 ± 12	385 ± 43
N en biomasa (Mg N ha <sup>-1</sup> )	0,12 ± 0,001	0,03 ± 0,01	0,39 ± 0,023	0,02 ± 0,01
Concentración de N en biomasa (g kg <sup>-1</sup> )	5,7 ± 0,7	6,2 ± 0,8	28,7 ± 0,3	11,5 ± 0,5
Relación C:N de la biomasa	77,2 ± 5,0	57,3 ± 3,7	17,4 ± 0,3	33,3 ± 1,4
$\delta^{13}\text{C}$ de la biomasa (‰)	-13,0 ± 0,2	-13,7 ± 0,3	-27,1 ± 0,2	-25,1 ± 0,3

† No está incluido el grano; ‡ En los primeros 5 cm de suelo.



**Figura 3.2.** Representación esquemática de los cambios en los valores de  $\delta^{13}\text{C}$  inicial y final en las diferentes fracciones del suelo (promedio 0-5 cm) y tratamientos. Las condiciones iniciales están representadas en el centro de la figura. MOP: materia orgánica particulada; MOAM: materia orgánica asociada a la fracción mineral.

**Cuadro 3.2.** Carbono total en la biomasa subterránea para maíz y soja en dos años.

Profundidad	Ingresos subterráneos (Mg C ha <sup>-1</sup> )	
	Maíz	Soja
0-5	1,53 ± 0,03	0,53 ± 0,03
5-10	0,23 ± 0,07	0,23 ± 0,03
10-20	0,10 ± 0,01	0,17 ± 0,03

### 3.3.2. *Dinámica del carbono orgánico del suelo.*

Se detectaron cambios significativos en la señal de  $\delta^{13}\text{C}$  de la MOP ( $P < 0,05$ ) y la MOAM ( $P < 0,04$ ) en los primeros 5 cm del suelo y no fueron detectados cambios en el contenido de C en ninguna fracción ni profundidad analizada (Cuadro 3.3 y Fig. 3.2). Por lo tanto, los flujos de C en este capítulo son reportados sólo para los primeros 5 cm de suelo, a pesar de que los cambios en  $\delta^{13}\text{C}$  siguieron la misma tendencia en los primeros 20 cm de suelo (Cuadro 3.3). No fueron detectados cambios para ninguna variable analizada por debajo de los 20 cm de suelo, probablemente por la combinación de bajos ingresos de C por año por debajo de los 20 cm en sistemas de agricultura en siembra directa y el poco tiempo pasado desde el inicio del experimento.

**Cuadro 3.3.** Contenido de C y señal de  $\delta^{13}\text{C}$  por profundidad y momento de muestreo para las parcelas de cultivos puros.

Profundidad (cm)	Cultivo	MOP <sup>†</sup>				MOAM <sup>†</sup>			
		Mg C ha <sup>-1</sup>		<sup>13</sup> C (‰)		Mg C ha <sup>-1</sup>		<sup>13</sup> C (‰)	
		2007	2009	2007	2009	2007	2009	2007	2009
0-5	Maíz	1,2	1,3	-22,5 b	-20,5 a	11,7	12	-17,7 ab	-17,3 a
	Soja	1,6	1,7	-20,5 a	-21,5 ab	12,8	12,3	-17,6 ab	-17,9 b
5-10	Maíz	0,5	0,4	-20,7	-20,6	13,3	11,8	-16,7	-16,7
	Soja	0,7	0,5	-21,7	-22,6	12,4	12	-16,7	-16,7
10-20	Maíz	0,4	0,5	-22,1	-21,9	23,0	22,6	-16	-16
	Soja	0,4	0,5	-22,3	-22,3	24,1	23,5	-16,4	-16,6

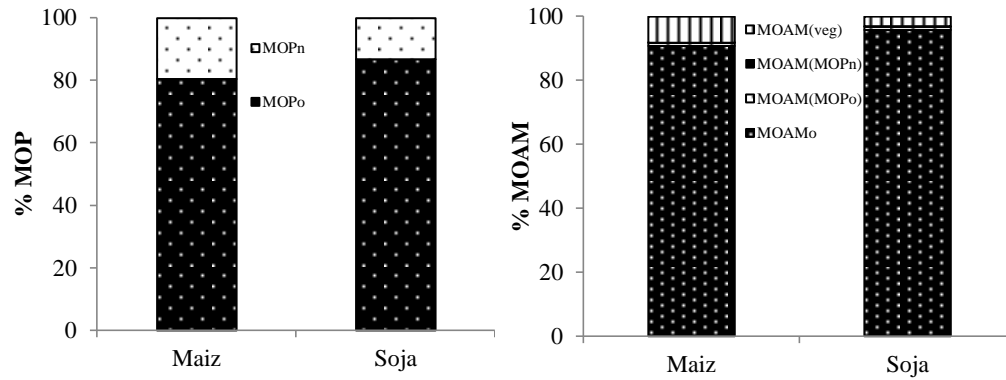
<sup>†</sup> Medias con una letra en común dentro de cada profundidad no son significativamente diferentes ( $P \leq 0,05$ ).

Los cambios en la señal  $\delta^{13}\text{C}$  mostraron que la proporción de C nuevo presente en MOP ( $\text{MOP}_n$ ) fue similar para ambos cultivos, pero la proporción de C nuevo proveniente de los residuos ( $\text{C}_v$ ) en la fracción MOAM ( $\text{MOAM}_{(\text{veg})}$ ) fue mayor bajo maíz (8%) que bajo soja (3%). Lo opuesto sucedió para el C original o nativo en MOAM (menores contenidos de  $\text{MOAM}_o$  bajo maíz), dado que el contenido de C total permaneció constante en el periodo de dos años de estudio (Fig. 3.3). El hecho que no hayamos detectado diferencias en los contenidos de C en las fracciones del COS analizadas determina que asumamos como constante el contenido de C, pero es posible que existieran cambios en el contenido no detectados con la técnica utilizada y el poco tiempo transcurrido desde el inicio del experimento.

La tasa de descomposición de MOP ( $k_{\text{MOP}}$ ) fue similar bajo ambos cultivos, pero  $k_{\text{MOAM}}$  fue el doble bajo maíz que bajo soja (Cuadro 3.4; Fig. 3.4), sugiriendo que la materia orgánica más estable, asociada a la fracción mineral se descompone a mayor tasa en las parcelas de maíz. Los mayores valores de  $k_{\text{MOAM}}$  resultan en significativos mayores



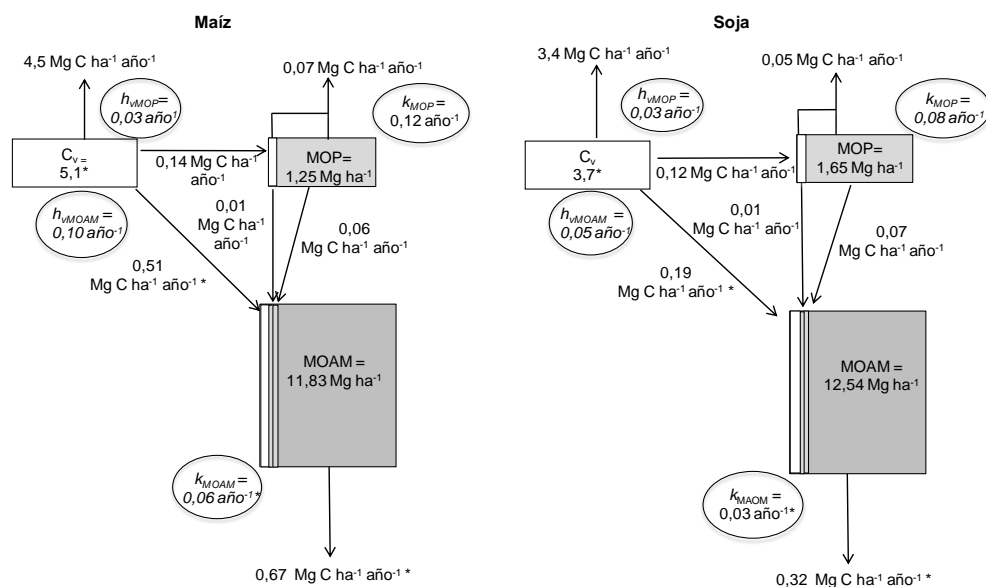
flujos de salida C de MOAM en las parcelas de maíz ( $0.67 \text{ Mg ha}^{-1} \text{ año}^{-1}$ ) comparado con las parcelas de soja ( $0.32 \text{ Mg ha}^{-1} \text{ año}^{-1}$ ). Como se esperaba para la fracción más lábil, los valores de  $k_{\text{MOP}}$  fueron entre 2 y 4 veces mayores que los de  $k_{\text{MOAM}}$  para maíz y soja respectivamente (Cuadro 3.4; Fig. 3.4).



**Figura 3.3.** Proporción de C original y nuevo en los primeros 5 cm de suelo para MOP (izquierda) y MOAM (derecha) luego de dos años de maíz y soja.  $\text{MOP}_n$ : MOP nuevo a partir de  $\text{C}_v$ ;  $\text{MOP}_o$ : MOP original o nativo presente al inicio del experimento;  $\text{MOAM}_{(\text{veg})}$ : MOAM nuevo a partir de  $\text{C}_v$ ;  $\text{MOAM}_{(\text{MOPn})}$ : MOAM nuevo a partir de  $\text{MOP}_n$ ;  $\text{MOAM}_{(\text{MOPo})}$ : MOAM nuevo a partir de  $\text{MOP}_o$ ;  $\text{MOAM}_o$ : MOAM original o nativo presente al inicio del experimento

**Cuadro 3.4.** Tasa de descomposición ( $k_{MOP}$  y  $k_{MOAM}$ ) y tasa de humificación de residuos en MOP ( $h_{vMOP}$ ) y MOAM ( $h_{vMOAM}$ ) para los tratamientos de maíz y soja en los primeros 5 cm de profundidad. Cada valor es un promedio de tres parcelas. El valor P indica el valor de probabilidad de diferencias significativas entre maíz y soja.

Fracción	Variable	Maíz	Soja	P-valor
--año <sup>-1</sup> --				
MOP	$k_{MOP}$	0,12	0,08	0,44
	$h_{vMOP}$	0,03	0,04	0,58
MOAM	$k_{MOAM}$	0,06	0,03	0,03
	$h_{vMOAM}$	0,10	0,05	0,34



**Figura 3.4.** Flujos de C (Mg C ha<sup>-1</sup> año<sup>-1</sup>), tasa de descomposición ( $k$ , año<sup>-1</sup>) y tasa de humificación ( $h$ , año<sup>-1</sup>) en el suelo luego de dos años bajo siembra directa de maíz y soja en los primeros 5 cm del suelo. El asterisco significa diferencias significativas entre cultivos ( $P \leq 0,05$ ).

De acuerdo con la mayor proporción de  $MOAM_{(veg)}$  bajo maíz, la tasa de  $h$  en MOAM ( $h_{vMOAM}$ ) tendió a ser mayor en las parcelas de maíz comparadas con las parcelas de soja, no obstante, las diferencias no fueron estadísticamente significativas ( $P < 0,34$ ),

mientras que  $h_{vMOP}$  fue similar para ambos cultivos (Cuadro 3.4). Se detectaron mayores cantidades de residuos de maíz estabilizados en MOAM ( $0.51 \text{ Mg ha}^{-1} \text{ año}^{-1}$ ) en relación a soja ( $0.19 \text{ Mg ha}^{-1} \text{ año}^{-1}$ ), probablemente consecuencia de que había mayor cantidad de residuos de maíz (Cuadro 3.1). De todas maneras, las parcelas de maíz tuvieron mayores  $k_{MOAM}$  pero también mayor estabilización del C de residuos comparativamente a soja y por lo tanto, mayor ciclado de C en MOAM, pero no en MOP durante el periodo estudiado (Fig. 3.3 y 3.4). Los resultados muestran que el C de los residuos se movió hacia MOAM predominantemente por transferencia directa (mediada por microorganismos) en lugar de seguir el flujo de  $C_v$  a MOP y de MOP a MOAM, porque el flujo de MOP a MOAM fue similar entre ambos cultivos (en promedio  $0.07 \text{ Mg ha}^{-1} \text{ año}^{-1}$ ) y un orden de magnitud menor que los flujos de C de  $C_v$  directamente a MOAM ( $0.51 \text{ Mg ha}^{-1} \text{ año}^{-1}$  and  $0.19 \text{ Mg ha}^{-1} \text{ año}^{-1}$  para maíz y soja, respectivamente) (Fig. 3.4).

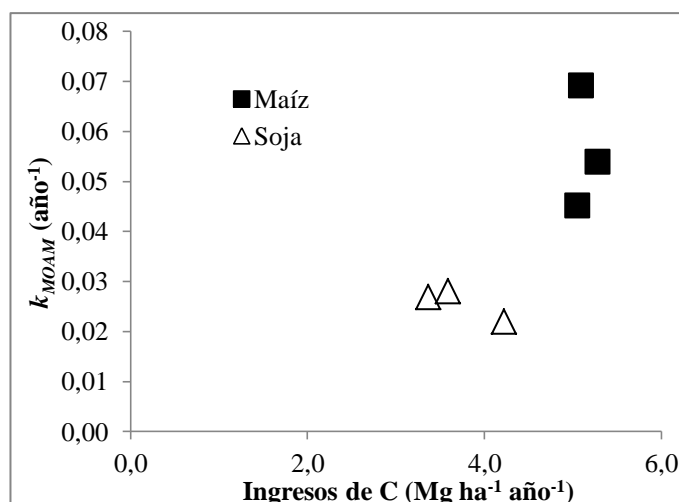
### 3.4. Discusión.

Los resultados sugieren que los residuos de maíz aumentaron la tasa de descomposición de la MOAM y la estabilización de estos residuos en esta fracción del suelo comparado con las parcelas de soja. Esta interpretación está fuertemente apoyada por los cambios en la señal de  $\delta^{13}\text{C}$ . El C derivado de maíz parece que fue estabilizado en una mayor proporción en MOAM que el derivado de soja (Fig. 3.4). La mayor tasa de ciclado de MOAM bajo maíz es probable que haya sido causada por el efecto “*priming*”, por lo tanto los resultados apoyan con datos de campo el efecto previamente detectado en experimentos de laboratorio (Kuzyakov, 2010).

Los sistemas de siembra directa pueden ser especialmente adecuados para la expresión de este efecto. Contrariamente a lo que sucede en suelos laboreados, en los cuales los

residuos son mezclados en los primeros 10 a 30 cm de suelo, los residuos aéreos y subterráneos son concentrados en la capa superior del suelo, pero particularmente en la interface residuo-suelo. En este experimento, la masa de C en residuos frescos en los primeros 5 cm de suelo es equivalente al ~30% del COS (MOP+MOAM). La descomposición de cantidades tan grandes de residuos de maíz en relación al COS requieren ingresos de N debido a su alta relación C:N y la baja relación C:N de la biomasa microbiana. Por lo tanto, la capa superficial del suelo de sistemas en siembra directa y cultivo de maíz es en teoría propicia a “*priming*” porque la comunidad microbiana tiene acceso al C desde residuos y N de una fuente rica en N como lo es la fracción MOAM (Kuzyakov *et al.*, 2000; Craine *et al.*, 2007; Fontaine *et al.*, 2007; Zhu y Cheng, 2011; Guenet *et al.*, 2012; Paterson y Sim, 2013).

Sin embargo, la fracción MOAM fue sensible al “*priming*” y no así la MOP. Esta diferencia podría estar explicada por las características de cada una de estas fracciones y en particular la relación concentración de nitrógeno de cada una de estas fracciones donde MOAM tiene un alto contenido (aprox. 11:1 en la relación C:N) en relación a MOP que es más parecida a los residuos (aprox. 15:1 en la relación C:N). Por otra parte es posible que el efecto esté más relacionado con la magnitud de las entradas de residuos frescos, más que con la calidad de las mismas. Si fuera así, duplicar los ingresos de residuos de soja debería mostrar efecto “*priming*” y reducir a la mitad las entradas de maíz deberían reducir más que proporcionalmente  $k_{MOAM}$ . Estos tratamientos no fueron parte del diseño experimental, pero al comparar los valores de  $k_{MOAM}$  obtenidos en cada parcela de cada cultivo contra la magnitud de los residuos frescos, no muestra relación entre ambas variables lo que indica fuertemente que el efecto “*priming*” está más relacionado al tipo de residuos que a la magnitud de los mismos (Fig. 3.5).



**Figura 3.5.** Relación entre la cantidad de carbono que ingresa y la tasa de descomposición de MOAM. Cada punto es una parcela.

El mecanismo general propuesto para el efecto “*priming*” es que los sustratos ricos en C promueven el crecimiento de microorganismos que producen exoenzimas que depolimerizan compuestos ricos en N asociados a MOAM (Talbot *et al.*, 2008; Guenet *et al.*, 2012). Los microorganismos estimulados por residuos frescos con alta relación C:N en general son *K*-estrategas (Fontaine *et al.*, 2003; Blagodatskaya *et al.*, 2007; Fierer *et al.*, 2007), principalmente hongos (Godbold *et al.*, 2006) que predominantemente degradan celulosa, hemicelulosa y lignina, mientras que las bacterias degradan la fracción soluble de los residuos y otros compuestos orgánicos (azúcares, aminoácidos) (Swift *et al.*, 1979; Henriksen y Breland, 1999; Boer *et al.*, 2005). En contraste, el agregado de residuos de soja de baja relación C:N promovería el crecimiento de microorganismos *r*-estrategas, predominantemente bacterias, que crecen rápido y ganan la competencia a los microorganismos *K*-estrategas (Fontaine *et al.*, 2003; Blagodatskaya *et al.*, 2007). Los microorganismos *r*-estrategas atacarían los residuos de soja y los usarían como fuente de C y N (Fontaine *et al.*, 2003; Blagodatskaya *et al.*, 2007; Nottingham *et al.*, 2009).

El efecto “*priming*” no ha sido incorporado en modelos que simulan el ciclado acoplado de C y N (Parton *et al.*, 1988; Coleman y Jenkinson, 1996; Kemanian y Stöckle, 2010), sin embargo, como los resultados muestran, la diferente composición de los residuos de soja y maíz provocó importantes cambios en  $k_{MOAM}$  (Cuadro 3.4) y puede por lo tanto ser tan influyente en la dinámica del COS como los factores ambientales tales como la temperatura y la humedad del suelo.

Los sólo dos años transcurridos desde el inicio del experimento, plantea preguntas interesantes respecto a el mediano (5-10 años) y largo plazo (>10 años), especialmente cual es la consecuencia de este efecto sobre al balance de C. (1) ¿Se llegaron a valores similares de equilibrio en el COS en parcelas de maíz con mayor  $k$ , mayor cantidad de ingresos de residuos (y quizás  $h$ ) que en soja? La evidencia que surge de experimentos con laboreo sugiere que los sistemas de rotación con alta proporción de soja tienen menores valores de equilibrio de COS que sistemas con alta proporción de maíz, pero los pocos resultados para sistemas de siembra directa son menos seguros (Andriulo *et al.*, 1999; Huggins *et al.*, 2007). (2) ¿Es posible que el incremento en  $C_v$  puede producir el efecto contra intuitivo de reducir el contenido de COS debido a un incremento en la tasa de descomposición del COS, como fue mostrado para algunas situaciones en las cuales la rizodeposición se incrementa sustancialmente como consecuencia del incremento en los niveles de  $CO_2$  (Körner y Arnone, 1992)? La mayor parte de la literatura actual apoya la idea que mayores niveles de  $C_v$  (no rizodeposición) están asociados a mayores niveles de COS (Rasmussen y Parton, 1994; Huggins *et al.*, 1998). Por lo tanto, para aplicar esto a este experimento, se debería detectar en el futuro una disminución en  $k$  o un incremento en  $h$  en las parcelas de maíz o por el contrario, un incremento en  $k$  en parcelas de soja sin incrementos de  $h$ , por lo tanto los mayores ingresos de  $C_v$  en maíz se reflejaran en mayores niveles de COS. Si una o más de una

de estas predicciones se vuelven ciertas, significará que el efecto “*priming*” estuvo operativo sólo los primeros dos años del experimento.

Resulta interesante, el hecho que los mayores valores de  $k_{MOAM}$  observados en parcelas de maíz estuvieron asociados con una mayor estabilización de C en MOAM y una débil tendencia a mayor  $h$ , comparado con parcelas de soja. El mayor flujo de C de ingresos a MOAM en parcelas de maíz puede estar explicado simplemente por la mayor cantidad de residuos aportado por el cultivo, sin embargo, no se detectaron diferencias en la cantidad de C que ingresó a MOP entre cultivos (Fig. 3.4). Mayor  $h$  para maíz fue previamente reportado por Huggins *et al.* (1998) y respalda el concepto que la menor relación C:N no causa *per se* un mayor  $h$ . Los resultados sugieren que la tasa de humificación o la estabilización de C en las diferentes fracciones de suelo no está solamente controlada por la calidad de los residuos, sino que también otras propiedades del ecosistema del suelo también afectan.

La mayor estabilización del C de residuos de maíz en MOAM puede estar relacionada al grado de saturación de C en el suelo (Hassink y Whitmore, 1997). Para este experimento, se calculó basado en la ecuación propuesta por Hassink y Whitmore (1997) y la concentración de arcilla ( $227 \text{ g kg}^{-1}$ ) que la saturación ocurre aproximadamente a los  $15 \text{ Mg C ha}^{-1}$ , mientras que el suelo tiene en términos medios  $1,5$  y  $12 \text{ Mg C ha}^{-1}$  de MOP y MOAM respectivamente. Por lo tanto, el suelo está cerca de la saturación, lo cual podría explicar porque mayores flujos de C hacia MOAM ocurren en parcelas de maíz donde se registró el mayor flujo de salida de C (potencialmente provocado por “*priming*”) lo que liberó sitios estabilización de C en el suelo, los cuales fueron completados con residuos derivados maíz. En acuerdo con estos resultados, la saturación de C ha sido asociada al secuestro de C en la fracciones órgano-minerales (MOAM) y no en las fracciones lábiles (MOP) (Stewart *et al.*, 2008).

### 3.5. Conclusiones.

El agregando de 4.4 toneladas de C como residuos aéreos de maíz con alta relación C:N aumentó la tasa de ciclado de la MOAM cuando se la compara con el agregado de residuos de soja con baja relación C:N. La tasa de ciclado de la MOP, sin embargo, fue similar bajo ambos cultivos. El balance entre el aumento en la descomposición y mayores ingresos de residuos de maíz en MOAM resultó en cantidades constantes de C en esta fracción en los dos años del experimento al menos con la técnica utilizada. El mismo resultado fue logrado en las parcelas de soja, pero con menor tasa de descomposición y menores ingresos de C, por lo tanto con los resultados obtenidos es posible interpretar que los microorganismos se alimentaron principalmente de residuos de soja y no MOAM como ocurrió en parcelas de maíz. El aumento de la tasa de descomposición de MOAM en parcelas de maíz sugiere fuertemente que el efecto “*priming*” está operando en las capas superficiales del suelo en las parcelas de maíz. Por extensión, este efecto podría ser importante en otros sistemas de siembra directa que produzca importantes cantidades de residuos con alta relación C:N y por tanto de confirmarse su impacto más general, el cual podría ser explícitamente considerado en los modelos biogeoquímicos.



**CAPÍTULO 4- Cambios en los contenidos de carbono orgánico del suelo ocurridos durante los primeros años luego del reemplazo de pastizales naturales por cultivos agrícolas en siembra directa.**

#### **4.1. Introducción.**

La agricultura afecta el contenido de carbono (C) y de nitrógeno (N) orgánico del suelo (COS y NOS) directa o indirectamente a través de cambios en los ingresos o egresos de carbono y nitrógeno. Usualmente, el contenido de COS disminuye luego de una fase de cultivo continuo con especies anuales, pero particularmente cuando estos cultivos rempazan a un pastizal natural o en sitios que han estado varios años cultivados con pasturas perennes, lo cual está principalmente explicado por disminuciones de productividad en la fase de cultivos y en muchos casos producto de los procesos erosivos asociados a la agricultura. Estos casos han sido bien documentados localmente para los pastizales del Río de la Plata (Moron *et al.*, 1994; Alvarez, 2001; Fabrizzi *et al.*, 2003) y globalmente para otros biomas (Burke *et al.*, 1989; Pennock y van Kessel, 1997; Janzen *et al.*, 1998).

Las pérdidas de COS ocurridas luego del remplazo de la vegetación nativa por cultivos anuales han sido atribuidas principalmente al laboreo del suelo y por tanto se generaron expectativas respecto a que los contenidos de COS aumentarían substancialmente luego de la introducción de la siembra directa en sistemas agrícolas en la medida que el laboreo no estuviera presente y por tanto disminuyeran las pérdidas por erosión y aumento de la tasa de descomposición producto de la rotura y exposición de agregados. Sin embargo, los incrementos de COS registrados en sistemas de siembra directa ocurrieron sólo en los primeros cm de suelo (West y Post, 2002) y más recientemente se ha sugerido que produce cambios muy pequeños (Angers y Eriksen-Hamel, 2008) o directamente no producen cambios en los contenidos de COS cuando se evalúa todo el perfil del suelo (Baker *et al.*, 2007; Blanco-Canqui y Lal, 2008). Por lo tanto estas evidencias cuestionan la importancia del laboreo en la pérdida de COS y sugieren que

existen otros mecanismos relevantes para la formación y descomposición del COS en sistemas agrícolas. Sin embargo, como en el pasado el laboreo y la conversión del pastizal a cultivos ocurrían de forma conjunta, no era posible separar el efecto de cada factor sobre el balance del COS. Debido a ello, sólo se encontró un trabajo reciente que evalúa los cambios en COS ocurridos luego del remplazo de pastizales por cultivos anuales sin laboreo (DuPont *et al.*, 2010). Estos autores, observaron en Kansas-USA, luego de tres años, cambios en el compartimiento de C lábil y biota del suelo consecuencia de la conversión a cultivos. Sus resultados preliminares sugieren que la reducción de la calidad del suelo así como en sus funciones biológicas asociadas no es consecuencia únicamente del laboreo.

El reemplazo de pastizales nativos perennes por cultivos anuales produce cambios en los egresos de C y N del suelo debido a posibles aumentos en la respiración del suelo por efecto del laboreo el cual rompe los agregados y por tanto aumenta la exposición de la materia orgánica a la acción de los microorganismos, pero también cambia los ingresos de C y N al suelo mediante distintos mecanismos. Los cambios en la cantidad de ingresos de C (de los residuos o biomasa que ingresa al suelo), se deben principalmente a cambios en la productividad de la vegetación, a la partición entre biomasa subterránea y aérea y a las extracciones de biomasa realizadas durante la cosecha. Los cultivos anuales son fotosintéticamente activos por período de tiempo menores y tienen raíces más superficiales en su distribución y menos densos que los pastizales naturales (Jackson *et al.*, 1996; Glover *et al.*, 2007). Esto sumado a las extracciones por la cosecha, hace que las entradas de C al suelo en cultivos sean, en general, menores a las aportadas por los pastizales (Paustian *et al.*, 1997; Arshad *et al.*, 2004; Hermle *et al.*, 2008).

La cantidad máxima de C que puede ingresar al suelo está determinada por la productividad primaria neta (PPN) de los ecosistemas. Por lo tanto, contar con estimaciones o mediciones de la PPN tanto aérea (PPNA) como subterránea (PPNS) es importante para entender la dinámica general del COS. Para el caso de pastizales nativos, la información espectral provista por sensores a bordo de satélites tiene el potencial de ser usada para estimar la PPNA. Esta estimación se basa en índices espectrales que captan el desempeño fotosintético de la vegetación. El más usado de estos índices es el Índice de Vegetación Normalizado (IVN) y más recientemente el Índice de Vegetación Mejorado (Enhanced Vegetation Index: EVI) (Justice *et al.*, 2002; Baeza *et al.*, 2011). Ambos índices tienen relación estrecha y directa con la fracción de radiación fotosintéticamente absorbida (fRFAA) por la vegetación verde y por tanto con la productividad (Baret y Guyot, 1991; Paruelo *et al.*, 1997; Huete *et al.*, 2002; Piñeiro *et al.*, 2006a). Para el caso de cultivos anuales, normalmente la PPNA es estimada a partir de los rendimientos de cultivos medidos por los productores y del índice de cosecha (Rendimiento en grano/Biomasa total a cosecha) (Bolinder *et al.*, 1997; Campbell *et al.*, 2000). Finalmente, la PPNS en ambos sistemas es difícil de medir y en general se puede estimar a partir de relaciones alométricas a partir de los valores de PPNA (Bolinder *et al.*, 2007).

La combinación de técnicas de fraccionamiento de la materia orgánica del suelo (MOS) con técnicas isotópicas ha mostrado ser efectiva para explorar los distintos flujos del C luego de un cambio en el uso del suelo. El fraccionamiento de la MOS propuesto por (Cambardella y Elliott, 1992) supone que la MOS (conteniendo COS y NOS) es una sustancia heterogénea en composición y ciclado y por tanto separa la MOS en materia orgánica particulada (MOP) y en materia orgánica asociada a la fracción mineral (MOAM). La fracción MOP es la fracción más joven y está mínimamente transformada

en relación al residuo que le dio origen y en poca asociación con los constituyentes minerales del suelo. En contraste la fracción MOAM, es más estable dado su asociación con la fracción mineral del suelo. Por otra parte, la evaluación de la relación  $^{13}\text{C}/^{12}\text{C}$  es una forma natural de marcado isotópico y es potencialmente útil para identificar el origen del C en el COS y su tasa de ciclado (Balesdent, 1987; Andriulo *et al.*, 1999). Este método se basa en que las plantas  $\text{C}_3$  tienen una señal isotópica de  $\delta^{13}\text{C}$  cercana a -26‰, mientras que las plantas  $\text{C}_4$  tienen una señal isotópica de  $\delta^{13}\text{C}$  de alrededor de -12‰. El uso del fraccionamiento físico de la COS y los isótopos estables en conjunto brindan una poderosa herramienta para conocer los flujos de C entre compartimientos del ecosistema (Martin *et al.*, 1990; Gregorich *et al.*, 1995; Desjardins *et al.*, 2006).

El reciente incremento de área bajo agricultura registrado en Uruguay ha sido llevado a cabo en una importante proporción en suelos que se encontraban bajo vegetación natural (pastizales naturales) y que nunca fueron laboreados. Esto ha creado un experimento único a nivel global que permitirá evaluar el efecto del sistema de siembra directa sobre la dinámica de la COS en un sistema que se inicia con altos niveles de COS como los que tiene un pastizal natural. El objetivo de este capítulo es evaluar el efecto sobre el balance de C y N en situaciones reales de producción cuando se reemplaza un pastizal natural por un sistema agrícola en siembra directa (es decir que nunca se realizan laboreos). Nuestra hipótesis es que la conversión de un pastizal perenne nunca laboreado en un sistema de agricultura sin laboreo reduce los niveles de MOS aun cuando no exista el disturbio mecánico del laboreo ni erosión del suelo, ya que se disminuyen los ingresos de C al suelo, principalmente por una baja producción de biomasa subterránea. Para evaluar esta hipótesis, fueron muestreados ocho casos de campos apareados: es decir, pares de campos que tiene características edáficas y

topográficas similares pero uno de los cuales fue recientemente convertido a agricultura continua bajo no laboreo y el otro permaneció como pastizal natural.

## ***4.2. Materiales y métodos.***

### ***4.2.1. Sitos de estudio y diseño experimental.***

La investigación fue llevada a cabo en sitios con suelos de potencial agrícola de Uruguay (Duran, 1998). Uruguay está ubicado en América del Sur, entre los 30 y 35° de latitud sur. La precipitación media anual varía entre los 1000 mm en el sur y 1500 mm en el noroeste. La temperatura media varía de 13°C (invierno) a 25°C (verano). La distribución de precipitaciones es relativamente uniforme, pero la evapotranspiración potencial es mayor durante la estación cálida. Al igual que en todas las áreas templadas del mundo, la variabilidad climática interanual es muy importante. Los pastizales naturales están compuestos principalmente por una mezcla de especies perennes y anuales C<sub>3</sub> y C<sub>4</sub> y son la vegetación original de estos suelos (Soriano, 1992).

Para el trabajo definimos una red de sitios apareados de agricultura y pastizal dónde la agricultura tenía que haber sido realizada en siembra directa desde la conversión del pastizal y el pastizal debía representar la situación antes de la implementación del sistema agrícola. En este tipo de diseño se asume una sustitución de espacio por tiempo, es decir se considera que el pastizal muestreado tiene las mismas características que tenía el sitio adyacente donde se está actualmente realizando agricultura. Para la realización del trabajo se visitaron más de 20 sitios pero solo pudieron ser muestreados 8 ya que fueron los únicos en los que pudimos confirmar que nunca habían sido laboreados en el pasado. Los sitios de muestreo fueron ubicados en zonas de baja pendiente, dónde el riesgo de pérdida de suelo por erosión es bajo o nulo (Cuadro 4.1).

**Cuadro 4.1.** Descripción de los sitios de estudio y secuencia de cultivos desde el inicio de la agricultura hasta el momento de muestreo.

	Quebracho	Greco	Durazno	Cerro Colorado	Pandule	Vichadero	San Jorge	Pintado
Latitud	-31° 58'	-32° 54'	-33° 07'	-33° 50'	-32° 14'	-31° 54'	-32°43'	-33° 50'
Longitud	-58° 02'	-57° 04'	-56° 09'	-56° 27'	-57° 21'	-54° 42'	-55°49'	-56° 33'
Años de agricultura	1,3	1,7	2,6	2,7	4,0	4,5	4,9	5,0
Fecha primer herbicida	04-Jun-08	19-Oct-07	15-Sep-07	10-Feb-07	20-Oct-05	15-May-06	01-Oct-05	15-Oct-04
Fecha de muestreo	03-Oct-09	03-Jul-09	15-Apr-10	28-Oct-09	16-Oct-09	30-Nov-10	12-Aug-10	28-Oct-09
Grupo CONEAT <sup>1</sup>	11.4	10.4	10.2	5.02b	9.6	6.4	8.6	10.3
Clasificación suelos Uruguay	Brunosol Éútrico Típico Fr	Vertisol Háplico Ac	Brunosol Éútrico Típico ArAc	Brunosol Subéútrico Háplico Fr	Brunosol Subéútrico Típico Ar	Brunosol Subéútrico Lúvico Fr	Argiudol Dístrico Ocrico Abrúptico Ar	Brunosol Éútrico Típico Fr
pH (0-30 cm)	6,0	5,7	5,5	5,9	5,3	5,8	5,9	5,8
pH (30-70 cm)	6,8	6,6	6,3	7,2	5,6	6,1	5,3	6,9
Secuencia cultivos†								
1	BQ/Sj	BQ/Gr	BQ/Gr	Tr/Sj	BQ/Sj	Tr/Sj	BQ/Mz	BQ/Sj
2	-	Tr/Sj	Tr/Sj	Cb/BQ	Cb/Sj	BQ/Mz	BQ/Sj	BQ/Sj
3	-	-	BQ/Sj	Tr	Cb/Sj	BQ/Sj	Tr/Sj	Tr/Sj
4	-	-	-	-	Tr	Tr	BQ/Sj	Cb/Sj
5	-	-	-	-	-	-	-	Tr/BQ

† BQ: Barbecho químico; Gr: Girasol; Tr: Trigo; Sj: Soja; Cb: Cebada; Mz: Maíz.

<sup>1</sup> Los grupos CONEAT no son estrictamente unidades cartográficas básicas de suelo, sino que constituyen áreas homogéneas, definidas por su capacidad productiva en términos de carne bovina, ovina y lana en pie. Dichos grupos se caracterizaron mediante fotointerpretación a escala 1:40.000, verificaciones de campo y análisis físico-químicos de los suelos.

#### ***4.2.2. Muestreos de campo y análisis de laboratorio.***

Los muestreos fueron realizados entre el año 2009 y 2010 en sitios adyacentes que tuvieran cultivos y pastizales en los 8 sitios seleccionados y descritos en el cuadro 4.1. Las muestras fueron tomadas a 6 profundidades (0-5, 5-10, 10-20, 20-30, 30-50 y 50-70) con un barreno de 2 cm de diámetro. Cada muestra estaba compuesta por 20 tomas por sitio y producción actual (agricultura y pastizal) para la profundidad 0-5 y 5-10, 15 tomas para 10-20 y 20-30 y 7 tomas para las profundidades 30-50 y 50-70. La ubicación de cada sitio de muestreo fue geo-referenciada. En el laboratorio las muestras fueron pesadas y aproximadamente un tercio de la muestra fue secado a una temperatura de 105°C hasta masa constante para estimar humedad del suelo. A su vez, el contenido de humedad fue utilizado para estimar la masa de suelo y la densidad aparente. En cada muestreo se tuvo especial cuidado al momento de la toma para evitar que estas se comprimieran. Se prefirió mantener un alto número de tomas por sitio con este barreno que pocas tomas con un barreno mayor. El suelo restante de cada muestra fue tamizado en una malla de 2 mm y secado a 60°C hasta masa constante. Posteriormente fueron determinadas distintas fracciones de materia orgánica de acuerdo al método propuesto por (Cambardella y Elliott, 1992). Para ello 10 gr de suelo fueron agitados durante 18 hs en 30 ml de una solución dispersante de hexametáfosfato de sodio al 5%. El suelo disperso fue tamizado con malla de 53 micrones, lavándose sucesivas veces con agua destilada. El material que quedó sobre el tamiz constituyó la fracción particulada (MOP) y aquel que atravesó el tamiz, la fracción asociada a los minerales de arcilla + limo (MOAM). Ambos, se recolectaron en forma separada en vasos de precipitado y se llevaron a estufa a 60 °C hasta peso constante. Las muestras de MOAM fueron molidas con un molinillo (IKA, Modelo M20) y la fracción MOP fue molida a polvo utilizando un mortero de mano.



Las muestras de cada fracción fueron analizadas para C, N y la relación  $^{13}\text{C}/^{12}\text{C}$  con un analizador elemental C-N interconectado con un espectrómetro de masas para medir la relación isotópica (Carlo Erba, modelo NA 1500 y Fisons, modelo Optima; Fisons, Middlewich-Cheshire, UK) en la universidad de Duke, EUA. Las relaciones isotópicas fueron expresadas como valores de  $\delta^{13}\text{C}$  (Eq 2.1)

El contenido de C y N de cada fracción y profundidad fue corregido a masa constante equivalente para evitar sobreestimaciones del contenido de C en sitios compactados (Davidson y Ackerman, 1993). Específicamente se ajustó la estimación a la masa de suelo para cada profundidad de la zona de pastizal. Es decir la masa de suelo fue distinta entre sitios y en cada uno de ellos el pastizal fue tomado como referencia en cuanto a masa de suelo por estrato. Los datos se presentan por estratos de profundidad que corresponden a la profundidad real de la zona de pastizal en cada sitio de muestreo.

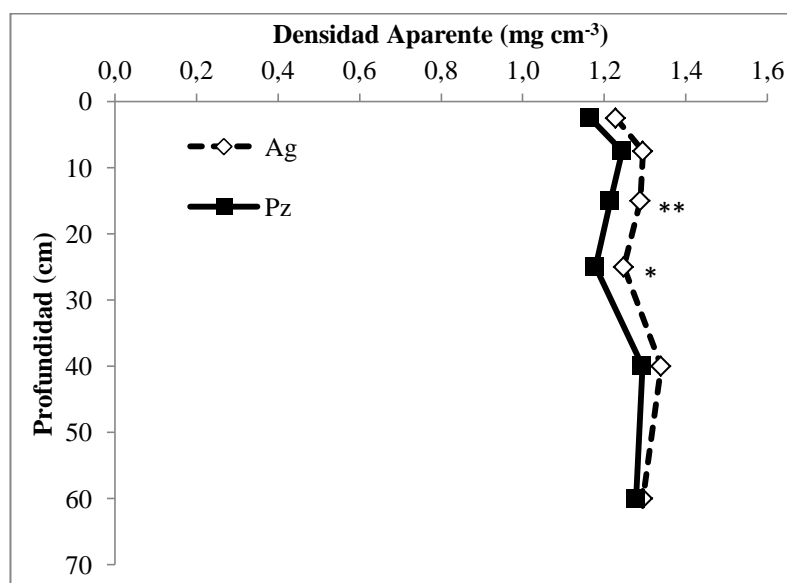
#### ***4.2.3. Caracterización de los sitios.***

Los ocho sitios estudiados abarcaron un amplio rango de tipos de suelos y edad desde la conversión del pastizal a la agricultura y diferentes rotaciones de cultivos. La textura varió en distintos sitios desde 100 a 430 g kg<sup>-1</sup> de arcilla y 100 y 800 g kg<sup>-1</sup> de arena en los primeros 30 cm de suelo. Para la densidad aparente (DAP) la variación entre sitios fue de 1,1 a 1,4 g cm<sup>-3</sup> en los primeros 30 cm de suelo (Cuadro 4.2). Se registró un aumento de la densidad aparente en promedio para casi todas las profundidades bajo agricultura, en comparación al pastizal natural aunque con diferencias estadísticamente significativas sólo en las profundidades 10-20 y 20-30 (Cuadro 4.2; Figura 4.1). La edad desde que el pastizal fue convertido a agricultura sin laboreo varió entre 1,3 y 5,0 años. A su vez, no se detectó una asociación entre la textura y los años de agricultura ( $r^2=0,13$ ;  $P<0,37$ ). En la gran mayoría de los sitios las especies sembradas en los lotes

agrícolas fueron especies  $C_3$  con una fuerte prevalencia de trigo y cebada como cultivos de invierno y soja como cultivo de verano (Cuadro 4.1).

**Cuadro 4.2.** Densidad aparente, arcilla y arena en zonas adyacentes de pastizal natural (Pz) y agricultura (Ag) para todos los sitios de estudio en los primeros 30 cm de suelo.

Sitio	Densidad Aparente		Arcilla		Arena	
	Pz	Ag	Pz	Ag	Pz	Ag
	g cm <sup>-3</sup>		%		%	
Quebracho	1,09	1,14	27	24	30	31
Greco	1,23	1,15	43	40	10	10
Durazno	1,26	1,35	24	22	62	61
Cerro Colorado	1,14	1,28	26	26	25	24
Pandule	1,26	1,33	10	11	67	66
Vichadero	1,21	1,29	38	40	25	26
San Jorge	1,38	1,49	10	10	81	79
Pintado	1,10	1,13	37	34	23	24



**Figura 4.1.** Densidad aparente promedio en los ocho sitios de pastizal natural (Pz) y agricultura (Ag) estudiados en función de la profundidad (Las diferencias significativas entre tratamientos se indican con: \*  $P < 0.10$  y \*\*  $P < 0.05$  y el procedimiento realizado para el análisis se explica en la sección 4.2.6).

#### ***4.2.4. Estimación de la productividad primaria neta a partir de sensores remotos en los pastizales.***

La PPNA de los pastizales en cada sitio fue estimada a partir de imágenes satelitales, utilizando el modelo propuesto por Monteith (1972), en el cual la PPNA es obtenida a partir de la multiplicación de la cantidad de radiación fotosintéticamente activa absorbida por la vegetación (RFAA) por un coeficiente de eficiencia de uso de la radiación absorbida ( $\epsilon$ ). La RFAA depende de la radiación fotosintéticamente activa incidente (RFA) y la fracción de la RFA que es interceptada por la vegetación verde (fRFA). Los valores de radiación para cada localidad fueron obtenidos a partir de un producto del proyecto energía de la NASA (NASA POWER)

(<http://power.larc.nasa.gov/cgi-bin/cgiwrap/solar/agro.cgi?email=agroclim@larc.nasa.gov>).

La RFA fue estimada como el 48% de la radiación incidente McCree (1972). La fRFA que es interceptada fue estimada a partir de series temporales del índice de vegetación mejorado (EVI - of Enhanced Vegetation Index) que se obtuvieron de imágenes satelitales capturadas por el sensor MODIS (Moderate Resolution Imaging Spectroradiometer). El EVI fue calculado utilizando la banda 1 (rojo, 620-670 nm) y 2 (infrarrojo, 842-856 nm). Fue utilizado el producto MOD13Q1 que tiene una resolución espacial (pixel) de 5,33 ha y es publicado cada 16 días

(<ftp://e4ftl01u.ecs.nasa.gov/MOLT/MOD13Q1.005/>). Las series temporales fueron construidas desde el año 2000 hasta la fecha del primer herbicida aplicado en el pastizal que corresponde al inicio de la fase agrícola. Por lo tanto para cada sitio se contó con una serie temporal de PPNA del pastizal previo a su conversión a la agricultura. Para esto, fueron extraídos los pixeles MODIS que estuvieran completamente dentro de la zona de muestreo en el sistema agrícola previo a la conversión. Los valores de  $\epsilon$  para el pastizal fueron obtenidos de literatura regional (Baeza *et al.*, 2011). La PPNS de cada

sitio fue estimada utilizando relaciones PPNA/PPNS previamente reportadas (Parton *et al.*, 1988). Finalmente la producción de residuos aérea fue estimada asumiendo que el pastoreo consume el 50% de la biomasa producida y eso es lo que finalmente ingresa como residuo aéreo al sistema (Piñeiro *et al.*, 2006b).

#### ***4.2.5. Estimación de la productividad primaria neta a partir de datos de rendimiento en los cultivos agrícolas.***

La producción primaria neta para los cultivos agrícolas fue estimada a partir de los rendimientos de los cultivos aportados por los productores. Si bien no contamos con el rendimiento de la zona donde se tomaron las muestras de suelo, sino con un rendimiento medio del lote, este método representa la mejor estimación posible de los rendimientos logrados.

A partir de los rendimientos se estimó la biomasa aérea total (Bat) a partir de la siguiente ecuación.

$$\text{Bat} = \frac{Y}{IC} \quad [4.2]$$

dónde Y = rendimiento en kg ha<sup>-1</sup> e IC en el índice de cosecha de biomasa de los cultivos. Los valores de IC utilizados fueron, 0,4, 0,27, 0,40, 0,44 y 0,44 para maíz, girasol, trigo, cebada y soja y surgen de una compilación de ensayos locales de calibración y validación de modelos de simulación de cultivos y expresan el resultado del rendimiento en grano en base seca (0% humedad) (Mazzilli *et al.*, en preparación).

Para estimar la cantidad de C residuos aéreos (CRa) se restó de la biomasa total el rendimiento en grano y se multiplicó por la concentración de C en la biomasa (pCa):

$$CRa = (Bat - Y) * pCa \quad [4.3]$$

La cantidad de C en residuos subterráneos (CRs) fue estimada de acuerdo a Bolinder *et al.* (2007).

$$CRs = \frac{Y}{(R_{AS} * IC)} * pCs \quad [4.4]$$

dónde  $R_{AS}$  es la relación entre biomasa aérea y subterránea. En este trabajo se utilizaron los valores reportados para cada cultivo en la revisión realizada por Bolinder *et al.* (2007). La  $pCs$  es la concentración de C en la biomasa subterránea. Se utilizaron valores de  $pCa$  y  $pCs$  de la literatura y los medidos en los capítulos anteriores de esta tesis, que en promedio resultaron en valores de 47% de C en biomasa aérea y 38% de C en biomasa subterránea.

#### **4.2.6. Análisis estadístico.**

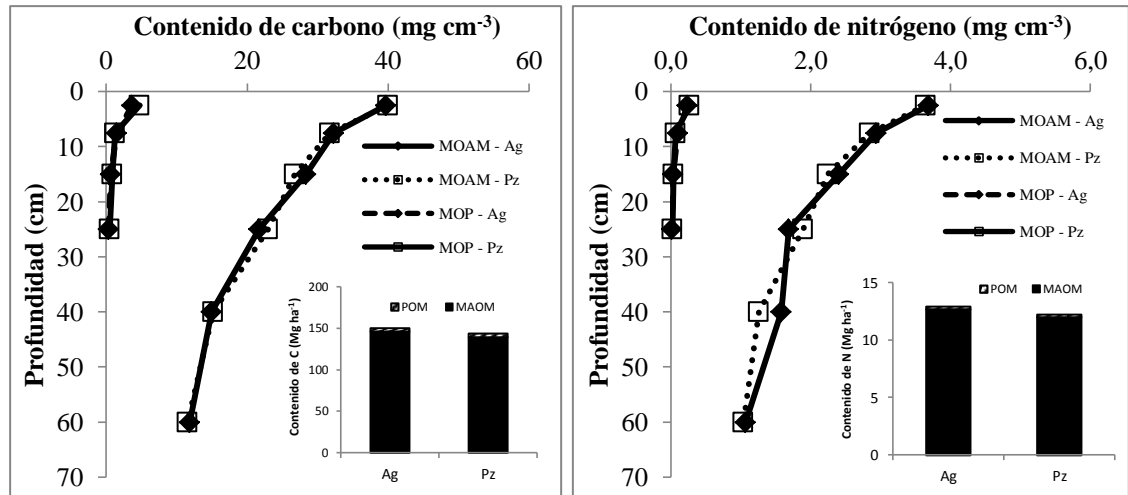
Para el análisis estadístico de los datos se realizó un análisis de varianza, utilizando un diseño de bloques completos con una repetición por bloque, dónde el sitio era el bloque y el los tratamientos la agricultura en siembra directa y el pastizal natural. El mismo análisis fue realizado para evaluar los cambios en los contenidos de COS o nitrógeno total (Nt) a distintas profundidades del suelo o cuando se acumularon los contenidos en todo el perfil del suelo muestreado. Por otra parte se formaron grupos de edad (> 3 años y < de 3 años desde el inicio de la agricultura) y dentro de cada grupo quedaron 4 sitios, por lo que se realizó un análisis de varianza similar al anterior pero partiendo el set de datos en estos dos grupos. También se realizaron análisis de regresión entre los años transcurridos desde el comienzo de la agricultura y las diferencias en la relación C:N o

en los contenidos de  $\delta^{13}\text{C}$ , entre los sitios con pastizal natural o agricultura. Por último, la productividad primaria neta total, aérea o subterránea entre el pastizal natural y agricultura, se evaluó también mediante un análisis de varianza con un diseño de bloques completos. En todos los casos de análisis de varianza, para la separación de medias se utilizó el procedimiento de mínimas diferencias significativas.

### **4.3. Resultados.**

#### **4.3.1. Cambios en los contenidos de carbono orgánico y nitrógeno total del suelo.**

Al considerar todos los sitios en conjunto, no se encontraron diferencias significativas en los contenidos de COS y Nt entre las zonas bajo pastizal natural o agricultura continua en siembra directa para ninguna de las dos fracciones analizadas, ni para las distintas profundidades (Figura 4.2). Los contenidos totales de COS y Nt hasta los 70 cm de profundidad fueron similares bajo pastizal natural y bajo agricultura continua en siembra directa ( $147 \text{ Mg C ha}^{-1}$  y  $13 \text{ Mg N ha}^{-1}$ ) (Figura 4.2). Sin embargo, las diferencia de COS y Nt entre el pastizal natural y las zonas con agricultura continua vario según el tiempo ( $t$ , años) transcurrido desde el remplazo del pastizal por los cultivos agrícolas. El modelo que mejor se ajustó a esta relación fue un modelo cuadrático negativo ( $2,6 t^2 - 10,1 t$ ;  $R^2 = 0,67$ ;  $P < 0,001$ ) sugiriendo que los contenidos de COS y Nt disminuyeron en los primeros años luego del remplazo pero se repusieron luego de varios años de agricultura continua en siembra directa. En función de estos resultados se agruparon los sitios por edad o tiempo transcurrido desde el remplazo de los pastizales (Cuadro 4.3).



**Figura 4.2.** Carbono orgánico y nitrógeno total del suelo (COS y Nt) en las fracciones MOP y MOAM a distintas profundidades en zonas adyacentes de agricultura continua en siembra directa (Ag) y pastizales naturales (Pz). Los datos son promedios para todos los sitios estudiados. Los gráficos de barras muestran los contenidos totales en de COS y Nt de 0 a 70 cm bajo pastizales o agricultura. No se detectaron diferencias estadísticas significativas entre las zonas de pastizal o agricultura a las distintas profundidades analizadas, ni en los contenidos totales acumulados de 0-70 cm de COS y Nt ( $P > 0,1$ ).

Los sitios con menos de 3 años de agricultura tendieron a presentar menor contenido de COS y Nt que los pastizales en los primeros 30 cm del perfil del suelo, mientras que los sitios con más de 3 años de agricultura tendieron a mostrar aumentos del COS y Nt con respecto al pastizal (Cuadro 4.3). A esa profundidad, en los sitios de menos de 3 años las zonas con cultivos agrícolas presentaron menores contenidos de C que las zonas bajo pastizal natural, tanto en la fracción MOAM (-8,8%; -9,3 Mg C ha<sup>-1</sup>) como en la MOP (-31%; -1,5 Mg C ha<sup>-1</sup>). En contraposición, y sólo como tendencia, en los sitios de mayor edad, los sitios bajo agricultura tendieron a tener mayores contenidos de COS en la fracción MOAM (15%; 10 Mg C ha<sup>-1</sup>) y también en la MOP (29%; 1,1 Mg C ha<sup>-1</sup>). A su vez, los contenidos de Nt presentaron la misma tendencia que la observada para el

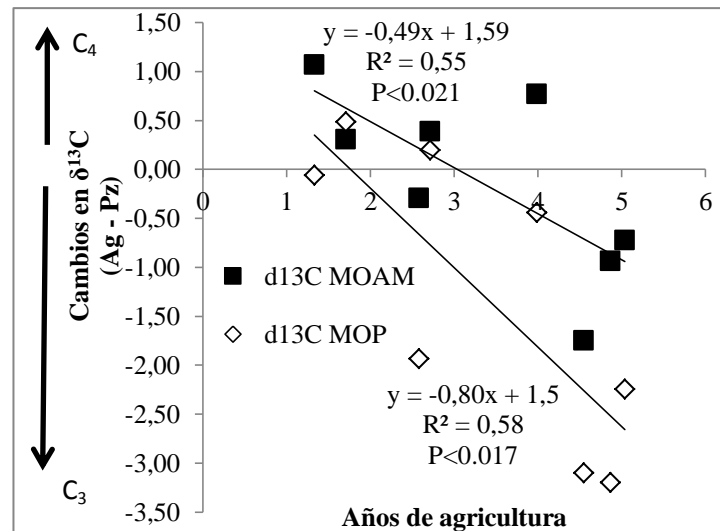
COS en ambas fracciones, pero con cambios estadísticamente significativos sólo en los sitios de mayor edad en la fracción MOAM ( $P < 0.048$ ) y los de menor edad en la fracción MOP ( $P < 0.036$ ). A mayor profundidad (30-70 cm) no se detectaron cambios estadísticamente significativos, aunque las tendencias fueron similares a las descriptas para 0-30 cm (Cuadro 4.3).

**Cuadro 4.3.** Cambios en el contenido de COS y Nt, relación C:N y señal de  $^{13}\text{C}$  en el suelo entre el pastizal y el sistema de cultivo a dos profundidades y años de agricultura.

Fracción COS	Profundidad		0-30			
			< 3 años		> 3 años	
	Años de agricultura					
	Variable	Unidades	Pz	% Cambio Ag	Pz	% Cambio Ag
MOAM	C	Mg ha <sup>-1</sup>	104,8	<b>-8,8**</b>	66,6	<b>15,7**</b>
	N	Mg ha <sup>-1</sup>	8,3	-8,9	6,5	<b>13,2**</b>
MOP	C	Mg ha <sup>-1</sup>	5,1	<b>-31,4**</b>	3,8	28,9
	N	Mg ha <sup>-1</sup>	0,3	<b>-33,8**</b>	0,2	32,5
Profundidad			30-70			
MOAM	C	Mg ha <sup>-1</sup>	63	-0,6	44	11,7
	N	Mg ha <sup>-1</sup>	4,7	0,2	4,5	10,0

\*\* Cambio significativo en relación al pastizal natural ( $P \leq 0,05$ )

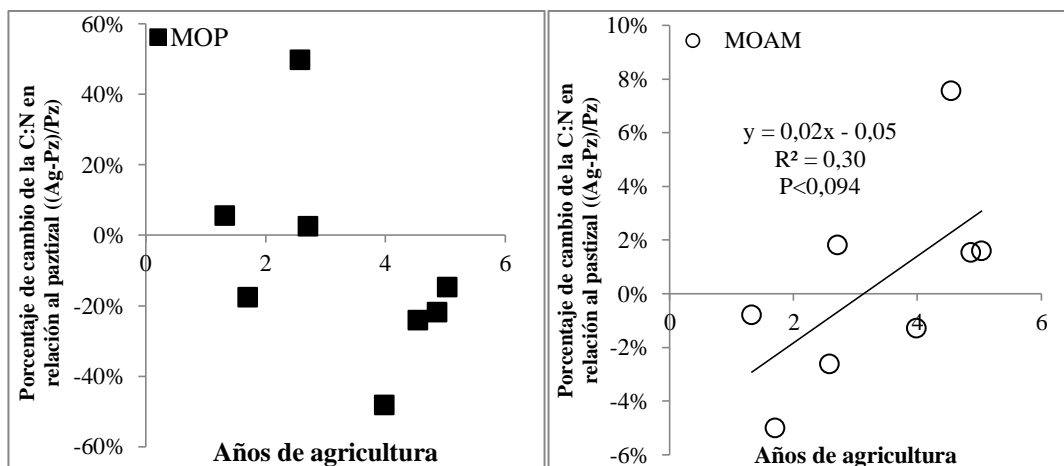




**Figura 4.3.** Relación entre los años de agricultura y la diferencia isotópica de  $\delta^{13}\text{C}$  entre los las zonas bajo agricultura continua (Ag) y las zonas de pastizal natural (Pz), para los primeros 30 cm de suelo. Cada punto es un sitio de muestreo.

Los valores de  $\delta^{13}\text{C}$  y C:N de la MOAM y MOP siguieron una entrada al suelo o humificación inicial de residuos del pastizal luego de la aplicación de los herbicidas y su remplazo por cultivos anuales y una paulatina entrada de residuos de los cultivos agrícolas. Las diferencias de  $\delta^{13}\text{C}$  entre la agricultura y pastizal disminuyeron con los años de agricultura para ambas fracciones de la materia orgánica del suelo (MOP y MOAM), siendo positivas en un comienzo e indicando una entrada de C  $\text{C}_4$  proveniente del pastizal, y negativas luego de varios años de agricultura debido a la gradual incorporación de C de cultivos  $\text{C}_3$  (Figura 4.3). A su vez, la C:N de la MOP también mostró una tendencia a disminuir con los años de agricultura (aunque no significativa) (Figura 4.4); aumentando en el inicio en tres de los cuatro sitios de menor edad, sugiriendo también una entrada inicial de residuos del pastizal con alta relación C:N y disminuyendo luego debido a la entrada de residuos de los cultivos  $\text{C}_3$  con una baja relación C:N (principalmente soja, ver Cuadro 4.1). Por el contrario, la relación C:N de la MOAM aumentó con los años de agricultura, sugiriendo que a pesar del ingreso de

residuos de mejor calidad (menor C:N) existiría una limitación de N para la formación de MOAM, o un aumento relativo en la pérdida que en la reposición de N.

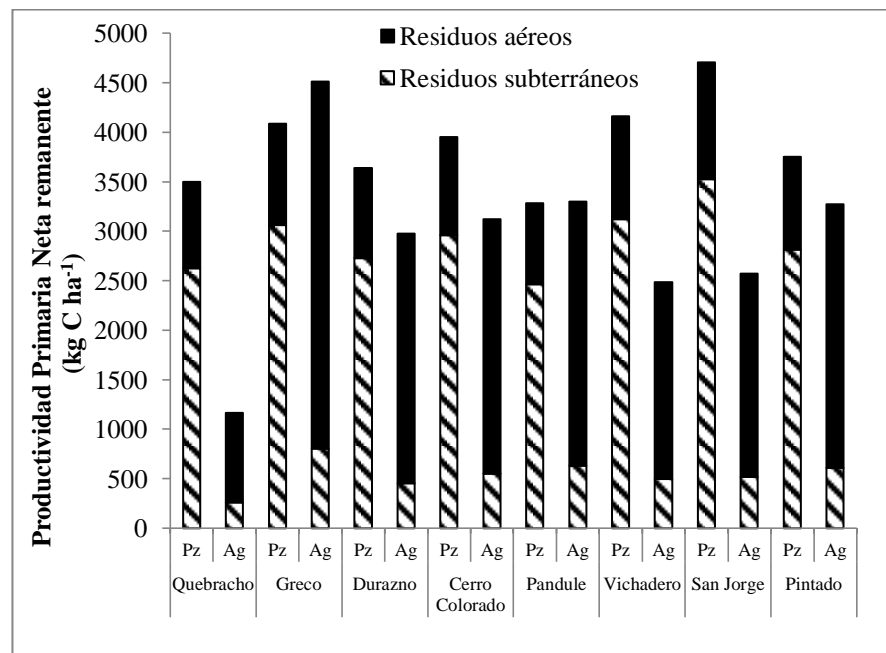


**Figura 4.4.** Relación entre los años de agricultura y los cambios ocurridos en la C:N-MOP (Izq.) y C:N-MOAM (Dcha.) entre las zonas de agricultura y pastizal, para los primeros 30 cm de suelo. Cada punto es un sitio de muestreo.

#### 4.3.2. Cambios en la producción de residuos de C aportados al suelo.

En promedio, los sistemas agrícolas presentaron un aporte de residuos de C o PPN remanente (o sea la PPN que queda en el sistema y no es exportada por la cosecha de grano en sistema agrícolas o consumido por herbívoros en el pastizal natural) en el sistema, menor a la estimada para el pastizal (2926 vs 3886 kg C ha<sup>-1</sup> año<sup>-1</sup> para agricultura y pastizal, respectivamente,  $p < 0,03$ ;  $n = 8$ ). Sin embargo, la principal diferencia entre ambos sistemas fue la relación entre producción de residuos aéreos y subterráneos estimados, dónde el sistema agrícola, no sólo produce en la mayoría de los sitios menos, sino que a su vez, de esa producción una menor cantidad es destinada a biomasa subterránea. En promedio las zonas bajo agricultura (sin considerar granos que se cosechan y se exportan del sistema) produjeron cinco veces menos C en residuos

subterráneos que los sistemas pastoriles, mientras que las zonas agrícolas presentaron tres veces más de producción de residuos de C aéreos que los pastizales. En promedio la producción de residuos aéreos fue de  $972 \text{ kg C ha}^{-1}$  y  $2384 \text{ kg C ha}^{-1}$ , mientras que la producción subterránea fue de  $2915 \text{ kg C ha}^{-1}$  y  $542 \text{ kg C ha}^{-1}$ , para los pastizales y los cultivos agrícolas respectivamente. La producción total de residuos de C estimada para el pastizal varió entre sitios, tanto para los residuos aéreos que fueron de 821 a  $1176 \text{ kg C ha}^{-1}$  como para los residuos subterráneos que variaron entre 2464 y  $3529 \text{ kg C ha}^{-1}$ . En los pastizales, la producción estimada de biomasa subterránea fue en términos medio tres veces superior a la PPNA remanente, mientras que en los sistemas agrícolas la mayoría de la PPN remanente se concentró en residuos de superficie (cuatro veces mayor a la subterránea).



**Figura 4.5.** Estimación de la productividad primaria neta aérea y subterránea remanente estimada de pastizal o agricultura para los diferentes sitios estudiados a escala anual. Productividad primaria neta remanente es la productividad primaria neta menos el

consumo del ganado en el caso del pastizal y la productividad primaria neta menos la cosecha de grano en el caso de la agricultura.

#### **4.4. Discusión.**

Los resultados sugieren que la conversión de pastizales naturales a sistemas agrícolas en siembra directa, no produce la misma dinámica de pérdida de COS reportada en diversos estudios en donde se laboreo el suelo durante la fase agrícola (Díaz-Zorita *et al.*, 2002; Garcia-Prechac *et al.*, 2004; Domínguez *et al.*, 2009). En este sentido la hipótesis inicial debe ser rechazada. En términos generales, los resultados sugieren que la dinámica del COS en los sistemas agrícolas bajo siembra directa es más compleja que lo pensado inicialmente y posiblemente controlada por factores diferentes a los sistemas tradicionales bajo laboreo. Las rotaciones de cultivos entre los distintos sitios estudiados no presentaron variaciones importantes, con una gran proporción de dos cultivos por año, con trigo o cebada como cultivos de invierno y soja como cultivo de verano y por otra parte una proporción de años con un solo cultivo de verano que fue principalmente soja (o girasol hasta el 2007). En este sentido, nuestros resultados podrían no ser extrapolables a situaciones con predominancia de un solo cultivo al año, como la zona Pampeana en Argentina (Pinto, 2012), ya que en términos medios en los sitios de este trabajo los cultivos ocuparon el 82% de los días del año (entre 64% y un 93% según el sitio).

Los cambios en el  $^{13}\text{C}$  de la MOP observados durante los primeros años luego del remplazo de los pastizales por cultivos (Figura 4.4) sugieren que una alta proporción de las raíces del pastizal natural eliminado por los herbicidas, que en su mayor proporción son plantas  $\text{C}_4$ , (Paruelo *et al.*, 1998; Perelman *et al.*, 2001; Pineiro *et al.*, 2006b) que ingresó al COS, lo que determinó un enriquecimiento del  $^{13}\text{C}$  del COS (sobre todo la MOP) en los sitios más jóvenes. De acuerdo a reportes regionales el contenido de C en

la biomasa subterránea de un pastizal es cercano a los 4000 kg ha<sup>-1</sup> (Pineiro *et al.*, 2006b), los cuales una vez muertos con herbicidas totales para iniciar la fase agrícola sin laboreo, son descompuestos y una porción importante sería humificada al estar en contacto directo con el suelo (Rasse *et al.*, 2005; Kong y Six, 2010), lo cual pudo ser observado en los resultados presentados en el capítulo 2 de esta tesis. Para que el enriquecimiento en <sup>13</sup>C observado suceda, debería ocurrir que el pastizal natural (mezcla de especies C<sub>3</sub> y C<sub>4</sub>) posea una mayor cantidad de C en raíces de reserva de especies C<sub>4</sub>, en comparación con la raíces de ciclado activo. Esto provocaría que al matar el pastizal ocurriera una entrada mayor de C proveniente de las raíces de reserva de las especies C<sub>4</sub>, alterando la señal isotópica con respecto a las entradas de raíces que ocurren naturalmente. Esto ha sido observado previamente por Piñeiro (2006) en los pastizales de la región.

El ingreso al suelo de residuos con una alta relación C:N como el ocurrido al eliminar el pastizal C<sub>4</sub>, con relaciones C:N entre 60 y 70:1 (Pineiro *et al.*, 2006b), podrían provocar un efecto “*priming*” sobre la tasa de descomposición del COS y en especial sobre la MOAM. Si este efecto, observado en el capítulo 3 de esta tesis y ampliamente documentado en la literatura internacional, estuviera ocurriendo en los sitios de estudio debería haber aumentado la tasa de descomposición del COS y la humificación de los residuos disponibles durante los primeros años desde la sustitución del pastizal por el sistema agrícola (Fontaine *et al.*, 2003; Chemidlin Prévost-Bouré *et al.*, 2010; Kuzyakov, 2010). Un indicio de que esto ocurrió, es el enriquecimiento del <sup>13</sup>C del suelo (Fig. 4.3) explicado por la humificación de raíces del pastizal, pero magnificado por el aumento de la tasa de ciclado del COS producto del efecto “*priming*”. Este efecto

podría explicar también las pérdidas iniciales de COS observadas en la fracción MOAM.

Los aumentos de COS luego de varios años de agricultura continua en siembra directa son difíciles de explicar con el marco conceptual existente sobre la dinámica del COS en sistemas agrícolas. Los aumentos de casi 10 Mg de C en el COS en los sitios agrícolas, contrastan con los bajos aportes de residuos subterráneos de los cultivos y la importancia de las raíces en la formación del COS (Rasse *et al.*, 2005; Kong y Six, 2010). Errores en la estimación de los aportes de C de los cultivos o de los pastizales podrían explicar estas diferencias. Por un lado, al elegirse zonas elevadas del relieve para realizar las comparaciones, es probable que los rendimientos de los cultivos en la zona de muestreo sean mayores al promedio de todo el lote, lo cual aumentaría la estimación de los ingresos de C al suelo. Por otra parte el uso de un índice de cosecha fijo podría estar subestimando los aportes de C en la medida que este índice puede tener importante variaciones como consecuencia de las condiciones climáticas (Kemanian *et al.*, 2007). En cuanto al pastizal, si bien las estimaciones de la PPN mediante sensores remotos son en general buenas para la región (Baeza *et al.*, 2010; Baeza *et al.*, 2011), en los sitios de muestreo podrían estar ocurriendo pérdidas de C debidas al pastoreo (Piñeiro *et al.*, 2006b, 2009), las cuales generarían un aumento espurio en la estimación de los cambios en los contenidos de COS bajo cultivos ya que no sólo el contenido de COS bajo agricultura se estaría modificando, sino que también el del pastizal consecuencia de la existencia de pastoreo. A su vez, observaciones de las zonas de pastizales siguieren un alto grado pastoreo en los sitios de menor edad y un estado de casi clausura en los sitios de mayor edad, lo cual podría también estar sobreestimando las pérdidas iniciales de COS y sobrestimando los aumentos en los sitios de más de tres años. A pesar de estos posibles errores, en sistemas similares con baja erosión, pero que

no parten de un pastizal natural, se han observado pocos cambios en los contenidos de COS bajo diferentes métodos de labranza y rotaciones de cultivos (Salvo *et al.*, 2010) o sólo pequeños cambios en algunos ensayos de la región (Domínguez *et al.*, 2009). Estas aparentes contradicciones sugieren que es necesario continuar explorando estos procesos en los actuales sistemas de producción agrícolas bajo siembra directa.

Si bien el trabajo realizado en este capítulo es novedoso a nivel global, ya que casi no existen evaluaciones de los cambios ocurridos en la MOS luego de reemplazar pastizales naturales por cultivos en siembra directa (sin laboreo), sería necesario contar con un mayor número de sitios y/o muestrear nuevamente, luego de un lapso de tiempo, los sitios ya estudiados. Esto nos permitiría detectar posibles cambios ocurridos en los contenidos de MOS desde el muestreo anterior, tanto en las zonas agrícolas como en los pastizales y evaluar en este último caso si están ocurriendo cambios como consecuencia del pastoreo. A su vez, sería de ayuda contar con más sitios que permitan ampliar las condiciones de textura, rotaciones, etc., y aumentar el tiempo transcurrido desde el inicio de la agricultura. Llegar a ser conclusivos en este tipo de trabajos permitirá entender mejor las implicancias del laboreo y de los mecanismos que permiten estabilizar el C aportado por los cultivos agrícolas en comparación a la dinámica del C en los pastizales naturales.

#### **4.5. Conclusiones.**

Contrariamente a lo esperado y propuesto en la hipótesis de trabajo no fue posible detectar una disminución progresiva de los contenidos de COS en sitios convertidos de pastizal natural nunca laboreado a sistemas de agricultura continua en siembra directa, aun cuando los ingresos de C al suelo estimados difirieron marcadamente tanto en cantidad, calidad y ubicación. Se observa una tendencia a que la relación C:N de la

MOAM esté aumentando en los sitios de mayor edad, posiblemente consecuencia de balances de N más negativos que de C. A su vez, se observó un enriquecimiento del  $^{13}\text{C}$  en el COS durante los primeros años desde la conversión del pastizal al sistema agrícola, lo cual podría deberse a una alta humificación de los residuos subterráneos del pastizal, que al tener una alta relación C:N, posiblemente hayan acelerado la descomposición del COS (efecto “*priming*”). Estas conclusiones son tentativas, dado que los resultados obtenidos sin bien son interesantes carecen de suficientes sitios de muestreo y tiempo desde el inicio de la agricultura. Mayor intensidad de muestreo y re-muestreo de los sitios analizados serían necesario para clarificar la tendencia a largo plazo del C en estos sistemas.

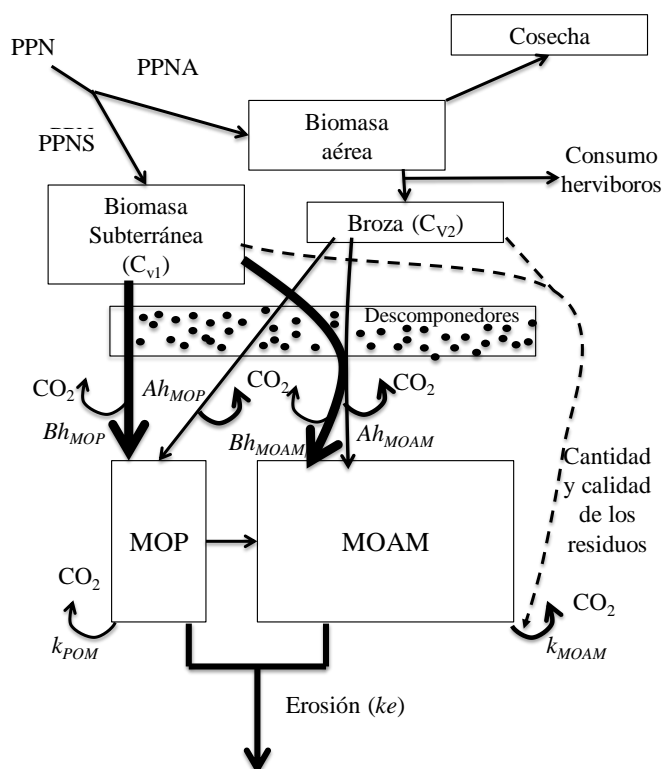


## **CAPÍTULO 5- Dinámica del carbono en sistemas agrícolas bajo siembra directa: Síntesis y conclusiones generales**

En esta tesis se han analizado distintos aspectos del ciclo del C en sistemas agrícolas en siembra directa, que ocupan la mayoría del área cultivada de Argentina y Uruguay. En el Capítulo 1 se realizó una revisión de antecedentes sobre la importancia del COS en los ecosistemas y fueron planteadas interrogantes que no han sido resueltas y que son relevantes en ecosistemas agrícolas. En el Capítulo 2 se estudió la importancia relativa de los residuos aéreos y subterráneos en el balance de COS en siembra directa. En el Capítulo 3 se analizó un efecto poco estudiado a nivel de ensayos de campo, que es la aceleración en la tasa de descomposición del COS debido al agregado de residuos con alta relación C:N (efecto “*priming*”). En el Capítulo 4 se evaluaron los efectos de la agricultura en siembra directa realizada sobre pastizales naturales nunca laboreados sobre el COS a partir de muestreos de situaciones reales de producción distribuidas en todo el Uruguay. En este capítulo final se sintetizan y evalúan los principales resultados de esta tesis en forma conjunta en relación a la dinámica de C en los sistemas de siembra directa y se discuten posibles aplicaciones de los resultados, así como también futuras líneas de investigación.

### ***5.1. Nuevo diagrama de intercambio de C en un ecosistema agrícola.***

En el capítulo 1, se presentaba un diagrama simple (Figura 1.1) de cómo serían los flujos de C en un ecosistema agrícola. A modo de resumen se reorganiza este esquema pero haciendo especial énfasis en los aspectos resueltos y aprendidos durante el desarrollo de esta tesis (Figura 5.1).



**Figura 5.1.** Diagrama del intercambio de carbono en un ecosistema agrícola detallando las vías de entrada y salida del carbono. Las flechas llenas indican flujos de materia y el espesor da una idea de la importancia del flujo. Las flechas punteadas indican flujos de información. Los rectángulos indican cantidades, y el rectángulo con puntos indica la presencia de descomponedores que modulan el proceso.

Uno de los cambios más importantes entre ambos diagramas (Fig 1.1 vs Fig. 5.1) es la separación del contenido de COS en dos fracciones de diferentes características (MOP y MOAM), lo cual ya ha sido propuesto por otros autores, pero aún no es ampliamente utilizado por otros investigadores. La MOP es relativamente joven, con C mínimamente transformado en relación al residuo original y poco asociado con los constituyentes minerales del suelo. En contraste, la MOAM es la fracción más estable a lo largo del tiempo, probablemente debido a la asociación con la fracción mineral del suelo (Cambardella y Elliot, 1992). En el esquema también se incorpora la caja de

microorganismos o descomponedores (en sentido más amplio) para resaltar su importancia en la formación de MOAM directamente de restos vegetales. En el mismo sentido, también la pérdida de C por respiración (durante la descomposición) de la MOP y de la MOAM, así como la transferencia entre ambas fracciones, está estrechamente controlada por los descomponedores (ver detalle en Figura 5.4 para soja y maíz). Por ello se agregan los descomponedores en el diagrama, a pesar de no haber sido cuantificados directamente en esta tesis.

Esta tesis también demostró que el tipo y la cantidad de residuo que retorna al suelo controla la tasa de descomposición de COS: residuos con alta relación C:N aceleran la tasa de descomposición de la fracción MOAM comparado con residuos de baja relación C:N. Finalmente, en el diagrama se pretende reforzar la idea planteada por otros investigadores locales (García-Prechac *et al.*, 2004; Ernst y Siri-Prieto, 2009), respecto a que en sistemas reales de producción la pérdida de COS estaría dominada por la erosión hídrica o eólica y en ausencia de éstas pérdidas sería posible lograr balances al menos neutros de C en sistemas de siembra directa con altos niveles de COS inicial y sin alterar el suelo mediante laboreos. En las siguientes secciones se discuten en detalle cada uno de los puntos mencionados anteriormente.

## ***5.2. Impacto de las raíces en el carbono orgánico del suelo***

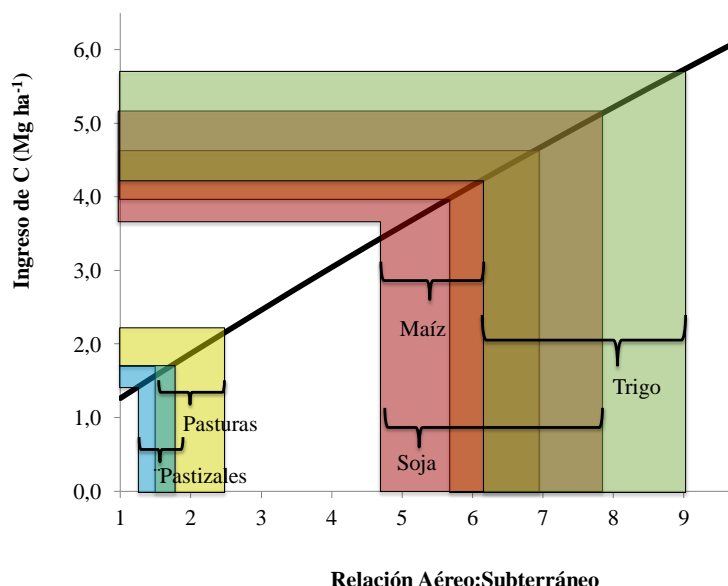
Los resultados obtenidos en esta tesis fueron concluyentes en cuanto a que las raíces tuvieron mayor importancia que los residuos aéreos en la formación de C nuevo en la MOP. A pesar del corto tiempo desde el inicio del experimento se pudo identificar la proporción de C que se humificó de residuos aéreos y subterráneos en la fracción MOP en los primeros 10 cm de suelo. Estas estimaciones no pudieron realizarse para la fracción MOAM porque el cambio fue muy menor en la señal isotópica de esa fracción

en esa capa de suelo. La mayor humificación de residuos subterráneos y el mayor aporte absoluto al C nuevo ya habían sido previamente sugeridos por algunos autores (Broadbent y Nakashima, 1974; Campbell *et al.*, 1991; Clapp *et al.*, 2000; Puget y Drinkwater, 2001; Kong y Six, 2010). No obstante existen pocos antecedentes que cuantifiquen el efecto en sistemas agrícolas en siembra directa, dónde los residuos aéreos no son mezclados con el suelo como ocurre cuando se labora el suelo. A su vez, la humificación diferencial de los residuos aéreos y subterráneos sólo ha sido incorporada en el modelo Century (Parton *et al.*, 1988) y con menor impacto que el sugerido en este trabajo.

La metodología de investigación utilizada resultó de baja complejidad de aplicación y permitió obtener resultados robustos. Esto fue posible en la medida que se acoplaron en forma novedosa dos métodos para el estudio de raíces y balance de COS como el uso de isótopos estables de  $^{13}\text{C}$  (Kong y Six, 2010) y el fraccionamiento del COS (Desjardins *et al.*, 1994; Garten y Wullschlegel, 2000), en conjunto con el llamado intercambio de residuos aéreos, una innovación metodológica introducida en el ensayo de campo de esta tesis (ver capítulo 2). La principal limitante que tiene el método propuesto es que hay que definir un coeficiente de descomposición del COS (o de sus fracciones) y este puede tener variaciones importantes si la presencia de algunos tipos y calidades de rastrojo generan efecto “*priming*” como lo observado en el Capítulo 3. De todas maneras se pudo obtener un rango de aporte de biomasa aérea y subterránea en función de la variación en la tasa de descomposición y en poco tiempo desde inicio del experimento.

En base a nuestros resultados obtenidos de humificación de raíces en la MOP, estimada en los primeros 10 cm, es posible analizar cuál debería ser el ingreso de C al sistema

asumiendo una tasa de mineralización de los tratamientos que permitiera estimar la proporción de C que provenía de la parte aérea y subterránea (Ver capítulo 2) ( $k = 0,10 \text{ y}^{-1}$ ) para esa capa de suelo, así como una humificación promedio para residuos aéreos y subterráneos ( $h_A = 0,01 \text{ y}^{-1}$  y  $h_S = 0,23 \text{ y}^{-1}$ ) reportadas en el capítulo 2.

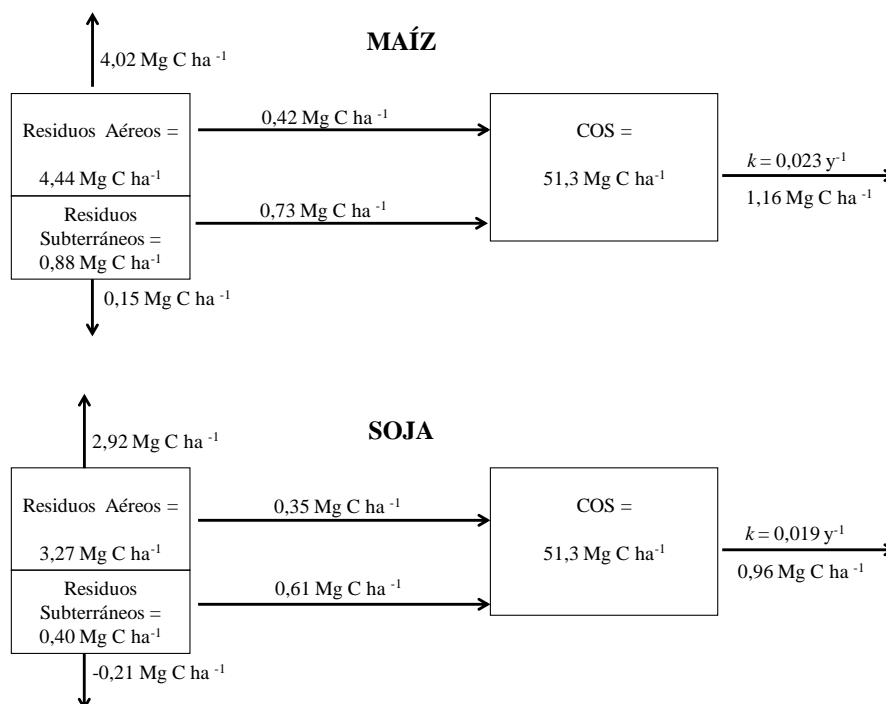


**Figura 5.2.** Ingreso de C necesario para mantener el contenido de carbono de la MOP estable con diferentes relaciones entre producción aérea y subterránea. En el eje x se detallan los algunos cultivos de acuerdo a la relación parte aérea:subterránea reportada por Bolinder *et al.* (2007). Los datos hacen referencia a los primeros 10 cm del suelo.

En base a mis resultados sería necesario un aumento casi lineal de la producción de residuos y los ingresos de C para mantener estable los contenidos de MOP en la medida que aumenta la relación entre parte aérea y subterránea de la vegetación producida (Figura 5.2) al menos para Uruguay y la región pampeana adyacente. En otras palabras, con una especie perenne, como las que abundan en el campo natural o las pasturas cultivadas, las cuales presentan una relación biomasa aérea:subterránea de 1 a 2:1 (Bolinder *et al.*, 2007), sería necesario producir en el entorno de 1,3 a 1,9 Mg C ha<sup>-1</sup> año<sup>-1</sup>

<sup>1</sup> para mantener el contenido de MOP estable. Esto representa aproximadamente 1,5 a 3,0 Mg ha<sup>-1</sup> año<sup>-1</sup> de biomasa aérea, lo cual es fácilmente logable con muchas pasturas o pastizales bajo las condiciones de la región (Altesor *et al.*, 2005; Zanoniani, 2010). En contraparte los cultivos anuales tiene relaciones parte aérea: subterránea en el entorno de 6 a 8:1, como la reportadas en el capítulo 2, o para otros cultivos por Bolinder *et al.* (2007). En este caso sería necesaria una producción total de 4,2 a 5.2 Mg C ha<sup>-1</sup> año<sup>-1</sup>, lo que llevado a biomasa aérea significa casi 11 Mg ha<sup>-1</sup> año<sup>-1</sup> lo que es alcanzable por muy pocas secuencias de cultivos ya que es necesario lograr altas productividades, hecho que ya ha sido reportado a nivel local por (Ernst y Siri-Prieto, 2009). Esta estimación destaca la importancia relativa que puede tener en el balance de MOP la secuencia de cultivos a través de la productividad primaria neta subterránea.

Sin embargo, hay que resaltar que la estimación anterior fue realizada sólo para la MOP, una fracción que contiene sólo el 4,3% del COS y no la MOAM en donde se encuentra la mayoría del COS aunque muy estabilizada. Como fue discutido en el capítulo 3, el flujo de C hacia la fracción MOAM se da principalmente por vía directa a través de productos de actividad microbiana y no vía MOP. Esto resulta sumamente novedoso y apoya las teorías recientes de cómo ocurre la formación de la materia orgánica estable en el suelo (Simpson *et al.*, 2007; Miltner *et al.*, 2009; Sollins *et al.*, 2009; Mambelli *et al.*, 2011). Por tanto, mientras los resultados de MOP son concluyentes en cuanto al aporte de raíces, los resultados obtenidos en la fracción MOAM requieren cautela en cuanto al impacto de las raíces sobre el balance global de COS. No obstante ello, usando los valores medios de cambio en la señal isotópica de  $\delta^{13}\text{C}$  de COS (aunque no fueran estadísticamente significativos), es posible obtener una estimación preliminar de los flujos promedio de C desde residuos (aéreos y subterráneos) al COS (Figura 5.3).



**Figura 5.3.** Flujo de C desde los residuos aéreos y subterráneos hacia el COS (para los primeros 20 cm del suelo).

Al estimar de forma tentativa el flujo de C desde los residuos subterráneos y aéreos al COS total (MOP+MOAM) se observa que las parcelas bajo maíz tienen una mayor tasa de descomposición ( $k = 0,023$  vs  $0,019 \text{ y}^{-1}$  para maíz y soja respectivamente) proceso que estudio como efecto “*priming*” en el capítulo 3. Por otra parte de acuerdo a estas estimaciones, el C producido en la parte aérea estaría aportando alrededor de un 36% del COS nuevo. Esto implica que las raíces están aportando cerca de un 64% del COS nuevo realzando la importancia de producir biomasa subterránea para mantener estable los niveles de COS. A su vez, si se estima la humificación de los residuos subterráneos, se observa que para el caso del maíz, la humificación debería ser del entorno al 80% mientras que para soja la estimación muestra que habría más ingresos de C que la producción de residuos subterráneos estimados, lo cual es imposible. Esta aparente inconsistencia podría deberse a que la biomasa subterránea fue subestimada, ya sea por



una subestimación de la biomasa radical o por no considerar la rizodeposición, que podría aportar cantidades importantes de C, como ha sido medido en plantas de maíz en donde llega a representar un 70% de la biomasa subterránea producida (Amos y Walters, 2006).

### ***5.3. Flujos de carbono en el suelo en sistemas agrícolas en siembra directa.***

Un resultado novedoso en esta tesis fue la estimación de los flujos de C hacia MOAM, provenientes de los residuos de cultivos ( $C_V$ ) tanto aéreos como subterráneos y desde la MOP. La formación de la MOAM es un proceso fundamental para la estabilización de C orgánico en el suelo, pero ha sido poco estudiado ya que para evaluarlo es necesario el uso de técnicas isotópicas. Algunos trabajos han asumido y estimado el pasaje directo de  $C_V$  a MOP y de MOP a MOAM, sin considerar la existencia del paso  $C_V$  a MOAM (Garten y Wulfschleger, 2000). Los resultados presentados en el capítulo 3 muestran claramente que la principal vía de entrada de  $C_V$  a la fracción más estable no es vía MOP sino que hay un ingreso directo de  $C_V$  a MOAM (Figura 3.4). Esto es, el proceso estaría mediado por microorganismos o descomponedores, pero el pasaje de  $C_V$  a MOAM no requiere el pasaje previo por MOP. Esto puede estar explicando que la mayor parte de los ingresos de C a la MOAM provienen de la biomasa o de los exudados microbianos (que han consumido los residuos de los cultivos) (Simpson *et al.*, 2007; Miltner *et al.*, 2009; Sollins *et al.*, 2009; Mambelli *et al.*, 2011) y no son restos vegetales que van perdiendo “tamaño” en el proceso de descomposición (Berg y McClaugherty, 2007).

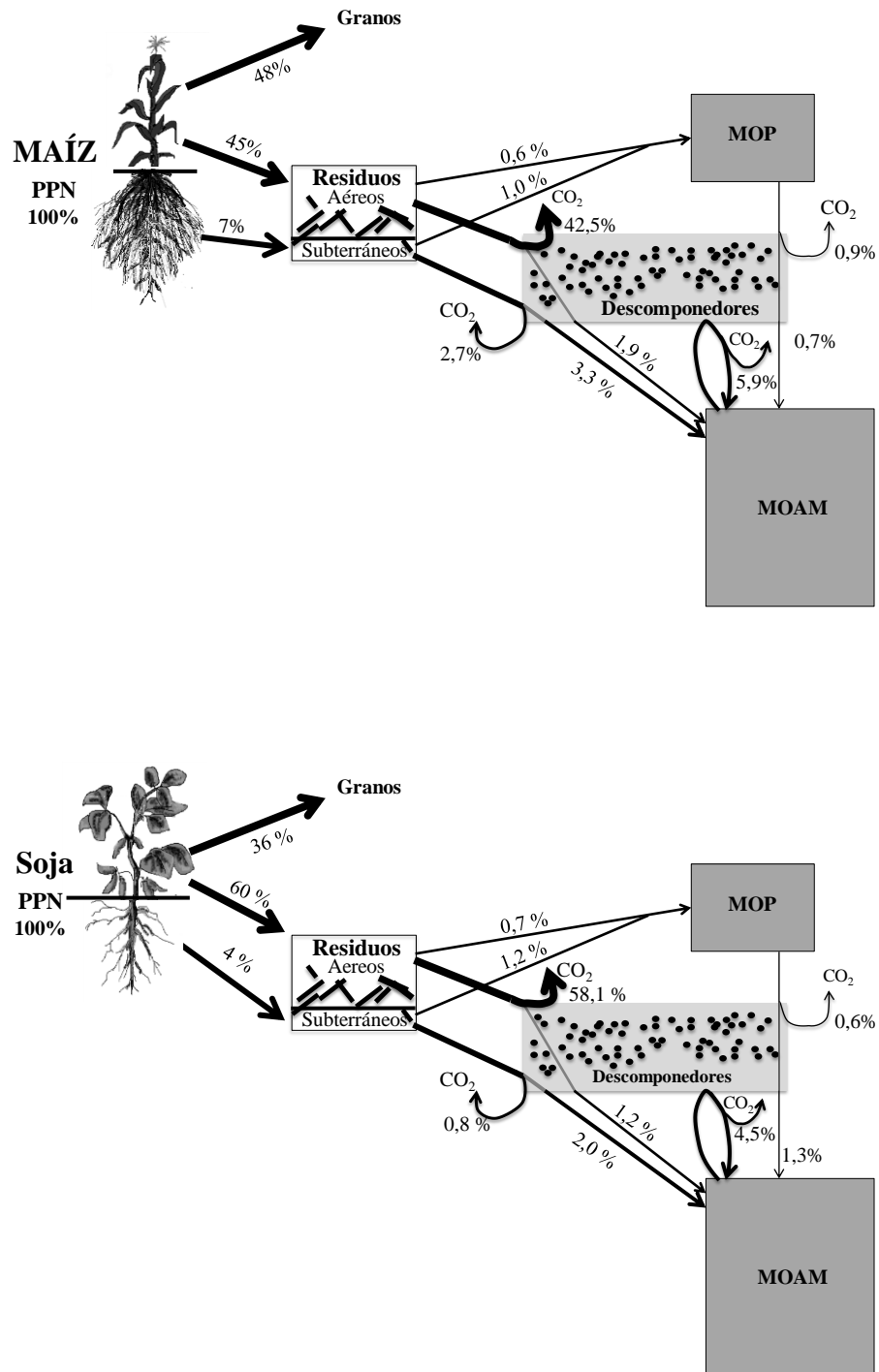
En base a los resultados obtenidos en esta tesis es posible estimar el ciclo del C en cultivos de maíz y soja, en condiciones de balance aparentemente neutro de COS como los que asumimos que ocurrieron en los ensayos llevados a cabo en esta tesis en la

medida que no observamos cambios en los contenidos de COS en el suelo. En base a los coeficientes reportados en el cuadro 5.1 y considerando sólo los primeros 5 cm del suelo fue posible estimar los flujos de C en el suelo como proporción de la productividad primaria neta (PPN) a escala anual (Figura 5.4). Sólo un 10% del C producido por los residuos de los cultivos ingresa al ciclo del C en el suelo, mientras que el restante 90% se pierde del ecosistema como cosecha (cerca del 40-50%) o como CO<sub>2</sub>, principalmente respirado por los microorganismos en la superficie del suelo que descomponen la broza (alrededor del 40%) (Figura 5.4). Estos resultados fueron similares tanto para maíz como para soja. A su vez, las mayores pérdidas de C almacenado en el suelo ocurren en ambos cultivos principalmente desde la MOAM, ya que la misma representa cerca el 95% del COS total. Del C que ingresa a la MOP (solo un 2 % de la PPN), casi la mitad se pierde como CO<sub>2</sub> y solo el restante ingresa a la MOAM, lo que representa aproximadamente sólo un 1% del C de la productividad primaria neta que toma el camino MOP-MOAM (Figura 5.4). Lo más interesante a resaltar es que el 90% del C que ingresa a la MOAM proviene directamente de los residuos vegetales que son asimilados por los descomponedores, lo que refuerza la idea que el camino MOP a MOAM no es el principalmente seguido por el flujo de C en los sistemas agrícolas (Figura 5.4). Por el contrario, la asimilación de C de los residuos vegetales por parte de los microorganismos y su posterior liberación luego de su muerte o mediante exoenzimas, parecen ser los principales mecanismos por los cuales el C ingresa y es retenido en la fracción MOAM (Figura 5.4).

**Cuadro 5.1.** Valores utilizados para realizar cálculos de la Figura 5.4, considerando los primeros 5 cm de perfil de suelo. Toda la información proviene de los experimentos realizados en la tesis.

Variable	Maíz	Soja
<b>Índice de cosecha</b>	0,48	0,36
<b>Relación residuos aéreos: subterráneos</b>	6	18
$h_{vMOP} (y^{-1})$	0,03	0,03
$h_{vMOAM} (y^{-1})$	0,10	0,05
<b>prop. C humificado de residuos subterráneos</b>	0,64	
<b>prop. C humificados de residuos aéreos</b>	0,36	
<b>prop. del ingresos a MOAM vía Cv</b>	0,88	0,70
<b>prop. del ingresos a MOAM vía MOP</b>	0,12	0,30

La principal diferencia en el flujo de C entre los cultivos de soja y maíz, estuvo dada por una mayor respiración de la broza de soja lo cual disminuyó las entradas de C al suelo bajo este cultivo. En los cultivos de maíz en cambio, si bien existió una mayor entrada de C al suelo (mayor humificación de los residuos de maíz) también hubo una mayor pérdida de C por respiración de MOAM. Por lo tanto, ambos cultivos mantuvieron un balance de C neutro, o al menos sin cambios detectables en el contenido medido en el suelo en el periodo de estudio, pero en soja ocurrió con bajas entradas y salidas de C al suelo, mientras en el maíz tanto las entradas como las salidas de C al suelo fueron mayores que en soja, aumentando la tasa de ciclado del C, principalmente debido a un efecto “*priming*” como se explica en detalle a en la siguiente sección.



**Figura 5.4.** Diagrama del flujo de C en un cultivo de soja y otro de maíz asumiendo un balance de C neutro en los primeros 5 cm de suelo. Los valores de los flujos están expresados como porcentaje de la productividad primaria neta anual del cultivo. El grosor de las flechas es relativo al tamaño del flujo.

#### **5.4. Aceleración de la descomposición del COS (efecto “*priming*”)**

Tradicionalmente la tasa de descomposición del COS se consideraba relativamente independiente del aporte y de la composición de los residuos aéreos y subterráneos, sin embargo el fenómeno de “*priming*” descrito recientemente, está cambiando paradigmas sobre la dinámica del COS (e.g. Fontaine *et al.*, 2003; Fontaine *et al.*, 2007; Blagodatskaya and Kuzyakov, 2008). Esta tesis ha revelado que el “*priming*” opera en los sistemas de siembra directa. A continuación se discuten las implicancias de este resultado en el balance de C, en la necesidad de representar este proceso en los modelos de simulación, y en las trayectorias de sistemas que tienen entradas de residuos de composición contrastante que alternan en una rotación (e.g. maíz-soja) o que determinan entradas mixtas de residuos (mezclas de pasturas con gramíneas y leguminosas o deposiciones animales).

En esta tesis se pudo detectar el efecto “*priming*” en la fracción MOAM en los primeros 5 cm del suelo. Específicamente se observó un aumento en la tasa de descomposición de la MOAM en las parcelas de maíz en relación a las parcelas de soja. A pesar del cambio en la tasa de descomposición, no se detectaron cambios aparentes en el contenido total de C en esta fracción, ya que la mayor descomposición estuvo acompañada por una mayor estabilización del C nuevo proveniente de los residuos de maíz en la MOAM. Por lo tanto fue posible detectar a campo el efecto “*priming*” que hasta el momento sólo había sido detectado en experimentos de laboratorio o a campo en sistemas forestales (Sayer *et al.*, 2011) o de pasturas (Shahzad *et al.*, 2012).

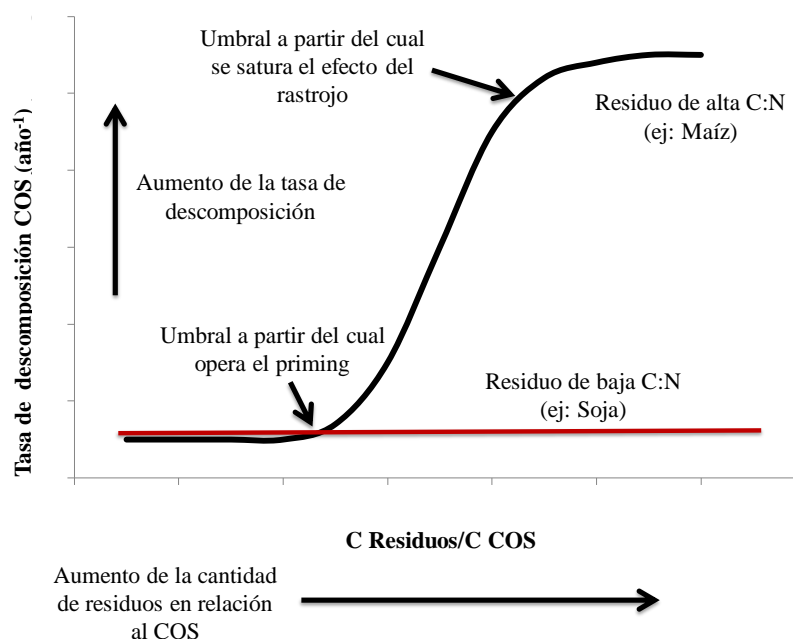
Los sistemas agrícolas en siembra directa pueden ser particularmente proclives a presentar efectos “*priming*”, a diferencia de los suelos bajo laboreo en donde las exposición de los agregados a los microorganismos más el mezclado de los horizontes

podría ocultar posibles aumentos en la descomposición del COS ocasionados por el agregado de residuos de los cultivos. En siembra directa, la biomasa de residuos aéreos y subterráneos se concentra en la capa superficial de suelo, particularmente en la interface entre residuo y suelo. Para el caso particular del experimento la masa de C de residuos (aéreos + raíces) en los primeros 5 cm de suelo representó aproximadamente el 30% de COS total (MOP + MOAM). La descomposición de esa importante cantidad de residuos (especialmente de maíz con baja concentración de N) requiere importantes cantidades de N debido a la estequiometría de los descomponedores. De acuerdo con la teoría de “*priming*” y su mecanismo asociado (Kuzyakov et al., 2000; Fontaine et al., 2007; Zhu and Cheng, 2011; Guenet et al., 2012; Paterson and Sim, 2013) una condición como está, alta cantidad de sustrato y baja disponibilidad de N es conductiva al “*priming*” ya que promueve el crecimiento de microorganismos que producen exoenzimas que descomponen componentes ricos en N asociados a la MOAM.

Los resultados obtenidos en este trabajo no permiten ser concluyentes respecto al balance final en el contenido de COS como consecuencia del efecto “*priming*”. La mayor tasa de descomposición de la MOAM bajo maíz estuvo acompañada de una mayor tasa de ingreso de C a esta fracción, pero no se sabe si este comportamiento se mantendrá en el tiempo. Por ejemplo, que sucedería si luego del ingreso de una alta cantidad de residuos al sistema que provoquen “*priming*” los ingresos de residuos disminuyeran? En este caso hipotético no es posible predecir el balance final de COS, en la medida que no se conoce el tiempo durante el cual existirá una mayor tasa de descomposición.

Se ha sugerido que el efecto “*priming*” está controlado en parte por la cantidad de C que ingresa al sistema, o sea la cantidad de residuos vegetales aportados por los cultivos.

Algunos resultados publicados afirman que esta relación no sería lineal y dependerá además de otros factores e interacciones más complejos (Guenet *et al.*, 2010). A su vez, Blagodatskaya y Kuzyakov (2008) encuentran aumentos en el efecto “*priming*” a medida que aumenta el ingreso de C de residuos medido como % de la biomasa microbiana, pero una disminución en el efecto cuando se mide como % del ingreso de C. Es decir, en la medida que aumenta la cantidad de C de residuos el impacto que generan sobre el “*priming*” es decreciente, cada unidad extra de C genera un menor efecto que las unidades anteriores. Mirando la información general y graficando teóricamente la relación que posiblemente exista entre C en residuos/COS y tasa de descomposición del COS ( $k$ ), es esperable una relación sigmoidea (Fig. 5.5), donde a partir de determinado umbral empieza a aumentarse el efecto “*priming*” hasta otro umbral donde los aumentos de C sólo provocarían aumentos menores en la tasa de descomposición del COS.

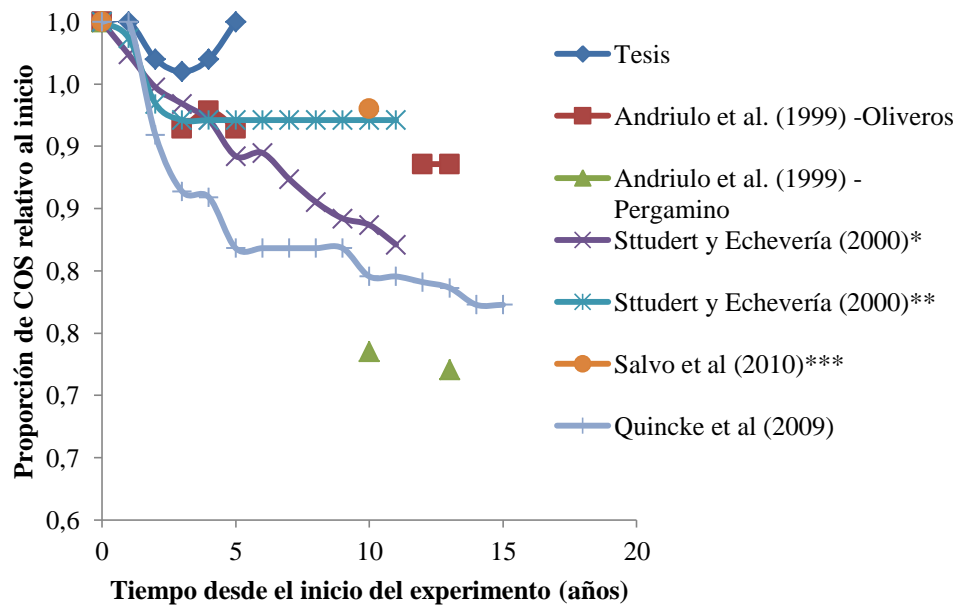


**Figura 5.5.** Diagrama teórico que relaciona la tasa de descomposición del COS con los ingresos de C medidos como la relación entre masa de C de residuos y masa de COS.

### ***5.5. El balance de carbono en sistemas reales de producción.***

Los resultados del trabajo de comparación de pares de agricultura en siembra directa vs pastizal natural nunca laboreado (Capítulo 4) muestran un sistema activo y dinámico, con cambios importantes en señal isotópica pero que sin embargo mantiene niveles relativamente estables de COS. Estos resultados rebaten la hipótesis propuesta inicialmente que sostenía que la agricultura, aún bajo siembra directa, provocaría disminuciones de COS como consecuencia de una disminución en los ingresos de C como residuos al sistema, pero especialmente debido al bajo aporte de biomasa subterránea. Al comparar los resultados obtenidos en esta tesis con la información regional disponible de ensayos de larga duración, se observa que en todos los experimentos existen pérdidas importantes de COS durante los primeros años, aunque bajo siembra directa las pérdidas son menos evidentes pero igual ocurren (Fig. 5.6, Cuadro 5.2). Sin embargo, estos ensayos y casi toda la información disponible sobre balances de COS en sistemas en siembra directa proviene de experimentos que se han instalado en sitios con historia agrícola que han sido previamente laboreados (excepto Andriulo *et al.*, 1999 en Pergamino aunque el sistema evaluado es monocultivo de soja). Por ello, los resultados de esta tesis son casi únicos a nivel regional y global (ver DuPont *et al.* 2010) y estarían indicando que en suelos que no han sido nunca disturbados por el laboreo, el remplazo de la vegetación natural por cultivos en siembra directa no provocaría, en ausencia de erosión, pérdidas de COS. En qué medida esto se debe a la ausencia total de laboreo o a otros cambios recientes en los sistemas de producción (por ejemplo, altos rendimientos y alto uso de insumos) es un tema que merece seguimiento, en la medida que esto sistemas permanezcan en agricultura.





**Figura 5.6.** Cambios en la cantidad de COS en relación a la cantidad al inicio del experimento. Ver detalles de lo experimentos en el cuadro 5.2. \* Monocultivo Soja (valores modelados a partir de los datos); \*\* Maíz/Soja (valores modelados a partir de los datos); \*\*\* Promedio rotaciones y sistemas de laboreo.

**Cuadro 5.2.** Descripción de los experimentos en la región que evalúan cambios en el COS.

Autor	Sitio	Sistema de laboreo	Condición inicio	Rotación	Años	Profundidad (cm)	COS Original (Mg ha <sup>-1</sup> )	% Pérdida
Andriulo et al. (1999)	Oliveros-Argentina	Laboreo de inversión, entre 7 y 12 operaciones por año	2 años de pasturas - 60 años historia agrícola	Monocultivo de trigo	13	16-20	35	11%
				Monocultivo de maíz				
				Trigo-Soja				
				Trigo-Soja/Maíz				
Andriulo et al. (1999)	Pergamino-Argentina	Laboreo de inversión + discos (arado + disquera, etc)	Pastizal Natural	Monocultivo de soja	13	20	68	28%
Studdert y Echevería (2000)	Balcarce-Argentina	Laboreo de inversión + discos (arado + disquera, etc)	4 años de pasturas sembradas / previo uso agrícola	Monocultivo trigo/Monocultivo Soja	11	17	38	8%
				Otras sin soja o con maíz				18%
Salvo et al. (2010)	Paysandú-Uruguay	Laboreo de discos (excéntrica + disquera) Siembra Directa	7 años de pasturas sembradas / previo uso agrícola	Trigo-Soja/Maíz	10	18	49	8%
				Trigo-Soja/Cebada-Sorgo/Soja				5%
Quincke et al. (2009)	Colonia-Uruguay	Laboreo de inversión + discos (arado + disquera, etc)	-	Cebada-Sorgo/Soja/Trigo/ Cebada-Soja/ /Trigo/Sorgo/	15	15	55	23%

Por otro lado, explicar los cambios de COS presentados en el capítulo 4 de esta tesis, mediante un balance de masas forzaría a asumir coeficientes de humificación por encima de los máximos reportados en la bibliografía, al menos para los residuos subterráneos dónde para el caso de soja deberían ser mayores a uno. Esto podría indicar que se realizaron subestimaciones de los ingresos de C como residuos al sistema.

¿Significa este resultado que la agricultura sin laboreo en Uruguay y la región pampeana adyacente preserva totalmente el COS del suelo? No pareciera ser el caso, ya que el sistema evaluado en esta tesis no es el más común y no refleja lo que ocurre en la mayor parte del área agrícola en la región, ya que son pocas las productores que comenzaron hacer agricultura sobre pastizales sin disturbios mecánicos. Los resultados de esta tesis plantean la interrogante de si en sistemas de cultivos con ausencia total de laboreos se podrían mantener niveles de SOC similares a los del pastizal natural. Es decir que en los sistemas previamente estudiados dónde existió laboreo en algún momento, podrían existir procesos irreversibles ocasionados por el laboreo del suelo, que no permitirían recuperar el COS a sus niveles originales previos a la agricultura, al menos en el corto o mediano plazo.

Por otro lado, la falta de pérdidas de COS no significa una ausencia de cambios en otros indicadores de calidad del suelo. Trabajos locales recientes permiten decir que sistemas de agricultura continúa en siembra directa presentan algunos síntomas visuales de degradación, en especial una disminución en la infiltración y un aumento en los procesos de erosión hídrica (Ernst, 2013). En el mismo sentido, varios autores han sugerido la utilización de varias propiedades del suelo como indicadores de su calidad (Dexter y Czyż, 2000; Aparicio y Costa, 2007; Armenise *et al.*, 2013). Aparicio y Costa, (2007) han utilizado medidas de espacio poroso para medir cambios estructurales del

suelo como consecuencia de la actividad agrícola y no han encontrado asociaciones fuertes con los niveles de COS. En el caso de esta tesis, si bien no evaluamos estos indicadores, la densidad aparente del suelo fue mayor en todos los sitios bajo agricultura lo que puede estar indicando indirectamente una disminución de la capacidad de infiltración de agua en el suelo.

### ***5.6. Aportes de esta tesis y posibles líneas de investigación futuras***

Esta tesis aporta nuevos conocimientos en cuatro aspectos clave del ciclo del C en sistemas agrícolas en siembra directa: (1) destaca y cuantifica la importancia de las raíces en el formación de materia orgánica en el suelo, (2) cuantifica y jerarquiza los caminos que sigue el C que entra al suelo aportado por los residuos de los cultivos hasta su estabilización en las distintas fracciones de la materia orgánica del suelo, (3) reporta por primera vez a campo en sistemas agrícolas la importancia del efecto “*priming*” ejercido por los residuos de los cultivos sobre la descomposición del COS, (4) y presenta un balance de C en sistemas agrícolas en siembra directa que nunca pasaron por una fase de laboreo.

La biomasa subterránea domina el flujo de C nuevo hacia la MOP y muy probablemente también hacia la MOAM. Es claro, sin embargo, que es importante investigar y definir con exactitud el rol de la biomasa aérea y subterránea en el balance de COS. El experimento presentado en el capítulo 2 continúa actualmente y se espera que las diferencias en la humificación de la biomasa aérea y subterránea se expresen con mayor claridad entre los cinco y diez años de experimento. Los resultados a la fecha sugieren que la productividad subterránea podría ser relevante en el balance de COS y en la calidad de suelo. Por tanto, entender la partición tallo/raíz de distintas especies bajo distintos manejos y ambientes podría tener renovada relevancia. Si los resultados de esta

tesis obtenidos en la MOP se confirman para la MOAM, sería plausible incorporar en los criterios de diseño de secuencias de cultivo o en la selección genética, el aporte de biomasa subterránea de cada cultivo y lograr de esa manera retener o aumentar los niveles de COS en los actuales sistemas de agricultura en siembra directa.

El hecho de que el flujo de C de los residuos hacia la MOAM sea mayor que flujo hacia la MOP, indica que la estabilización de C en la MOAM ocurre luego de ciclos crecimientos microbianos. Si bien existe un flujo de C de residuos hacia la MOP y de la MOP a la MOAM, el flujo de estabilización del C está principalmente orientado hacia la MOAM. Así mismo, un modelo de simulación que tenga explícitamente estos compartimientos debiera incluir tasas de transferencia relativa que reflejen los resultados de este experimento. No conocemos ningún modelo que funcione de esta manera y es recomendable intentar esta vía de modelación para compatibilizar las observaciones y mediciones con los modelos de simulación.

Por otra parte resulta imperioso seguir evaluando el impacto que tiene el efecto “*priming*” sobre el balance de COS. Los resultados de este trabajo parecen confirmar la existencia de “*priming*” en condiciones de campo, algo que estaría en acuerdo con resultados obtenidos en diversos ensayos de laboratorio y ecosistemas de bosques. Resta conocer y evaluar cuál es el balance neto de este efecto sobre los contenidos de COS, especialmente cuando los aportes de residuos de alta relación C:N no sean constantes sino que alternen con otro tipo de residuos de diferente calidad, como ocurre en las rotaciones de cultivos. La continuación del experimento actualmente en marcha, más el desarrollo de experimentos especialmente diseñados para evaluar este fenómeno permitirán mejorar el entendimiento del fenómeno y posiblemente estimular el desarrollo de algoritmos que consideren este efecto en los modelos de simulación.

Sería importante expandir y continuar con el monitoreo de los sitios pareados de campo natural y agricultura analizados en el capítulo 4 de esta tesis. En este sentido sería interesante volver a muestrear los mismos sitios luego de unos años para confirmar las tendencias observadas, además de sumar nuevos sitios que permitan hacer una comparación más robusta respecto al cambio de contenidos de COS en los sitios bajo agricultura en siembra directa cuando se parte de un pastizal natural nunca laboreado. La inclusión de sitios con alta erosión podría ser interesante para evaluar el efecto relativo de la erosión en estas transiciones sin laboreo. Los resultados presentados en esta tesis muestran cambios insignificantes en los contenidos de COS a pesar del importante cambio en la estructura, productividad y ubicación de los residuos del pastizal en relación al sistema agrícola en siembra directa, lo cual contrasta con la información disponible y llama a seguir estudiando estos sistemas para comprender los mecanismos subyacentes. En este sentido, sería deseable instalar un experimento de largo plazo sobre campo natural sin laboreo y estudiar en detalle los cambios provocados por la agricultura sobre la dinámica del C y los nutrientes.

En base a estos resultados se plantean las siguientes preguntas como continuación natural de esta investigación:

- 1) ¿Cómo opera el efecto “*priming*” luego de varios años de agricultura?
- 2) Cuál es el efecto de “*priming*” sobre el balance de COS en la medida que la composición y cantidad de los residuos que ingresan al sistema son dinámicas como en las rotaciones de distintos cultivos o pasturas o debido a las diferencias entre residuos aéreos, subterráneos y rizodeposición?

3) ¿Cuál es el balance de C en los sistemas agrícolas en las capas más profundas del suelo en la medida que los ingresos de biomasa subterránea son limitados bajo sistemas de cultivos anuales?

Los resultados de esta investigación, así como también las respuestas a estas preguntas, van a permitir entender y manejar el C y el N en sistemas de producción agrícola, de manera de optimizar la productividad y la provisión de otros servicios del ecosistema.

## Bibliografía

- Alexander, R.B., R.A. Smith, y G.E. Schwarz. 2000. Effect of stream channel size on the delivery of nitrogen to the Gulf of Mexico. *Nature* 403: 758-761.
- Altesor, A., M. Oesterheld, E. Leoni, F. Lezama, y C. Rodríguez. 2005. Effect of grazing on community structure and productivity of a Uruguayan grassland. *Plant Ecology* 179: 83-91.
- Altieri, M.A. 1999. The ecological role of biodiversity in agroecosystems. *Agriculture, Ecosystems and Environment* 74: 19-31.
- Alvarez, R. 2001. Estimation of carbon losses by cultivation from soils of the Argentine Pampa using the Century model. *Soil Use and Management* 17: 62-66.
- Allmaras, R., H. Schomberg, C. Douglas Jr., y T.H. Dao. 2000. Soil organic carbon sequestration potential of adopting conservation tillage in U.S. croplands. *Journal of Soil and Water Conservation* 55: 365-373.
- Amos, B., y D.T. Walters. 2006. Maize root biomass and net rhizodeposited carbon: an analysis of the literature. *Soil Science Society of America Journal* 70: 1489-1503.
- Amundson, R., y W.T. Baisden. 2000. Stable isotope tracers and models in soil organic matter studies. p.117-137. *En: Sala, O., H. Mooney, B. Howarth, y R. Jackson (Eds.). Methods in Ecosystem Science. Springer. New York, USA.*
- Andriulo, A., J. Guerif, y B. Mary. 1999. Evolution of soil carbon with various cropping sequences on the rolling pampas. Determination of carbon origin using variations in natural  $^{13}\text{C}$  abundances. *Agronomie* 19: 349-364.



- Angers, D.A., y N.S. Eriksen-Hamel. 2008. Full-inversion tillage and organic carbon distribution in soil profiles: A Meta-Analysis. *Soil Science Society of America Journal* 72: 1370-1374.
- Angers, D.A., R.P Voroney, y D. Cote. 1995. Dynamics of soil organic matter and corn residues affected by tillage practices. *Soil Science Society of America Journal* 59: 1311-1315.
- Aparicio, V., y J.L. Costa. 2007. Soil quality indicators under continuous cropping systems in the Argentinean Pampas. *Soil and Tillage Research* 96: 155-165.
- Armenise, E., M.A. Redmile-Gordon, A.M. Stellacci, A. Ciccicarese, y P. Rubino. 2013. Developing a soil quality index to compare soil fitness for agricultural use under different managements in the mediterranean environment. *Soil and Tillage Research* 130: 91-98.
- Arshad, M.A., A.J. Franzluebbers, y R.H. Azooz. 2004. Surface-soil structural properties under grass and cereal production on a Mollic Cyroboralf in Canada. *Soil and Tillage Research* 77: 15-23.
- Baeza, S., F. Lezama, G. Piñeiro, A. Altesor, y J.M. Paruelo. 2010. Spatial variability of above-ground net primary production in Uruguayan grasslands: A remote sensing approach. *Applied Vegetation Science* 13: 72-85.
- Baeza, S., J. Paruelo, y W. Ayala. 2011. Eficiencia en el uso de la radiación y productividad primaria en recursos forrajeros del este de Uruguay. *Agrociencia* 15: 48-49.

- Baker, J.M., T.E. Ochsner, R.T. Venterea, y T.J. Griffis. 2007. Tillage and soil carbon sequestration--What do we really know? *Agriculture, Ecosystems & Environment* 118: 1-5.
- Balesdent, J. 1987. The turnover of soil organic fractions estimated by radiocarbon dating. *Science of the Total Environment* 62: 405-408.
- Balesdent, J., y M. Balabane. 1996. Major contribution of roots to soil carbon storage inferred from maize cultivated soils. *Soil Biology and Biochemistry* 28: 1261-1263.
- Balesdent, J., C. Chenu, y M. Balabane. 2000. Relationship of soil organic matter dynamics to physical protection and tillage. *Soil & Tillage Research* 53: 215-230.
- Balesdent, J., A. Mariotti, y B. Guillet. 1987. Natural  $^{13}\text{C}$  abundance as a tracer for studies of soil organic matter dynamics. *Soil Biology and Biochemistry* 19: 25-30.
- Balesdent, J., G.H. Wagner, y A. Mariotti. 1988. Soil organic matter turnover in long-term field experiments as revealed by Carbon-13 Natural Abundance. *Soil Science Society of America Journal* 52: 118-124.
- Barber, S.A. 1979. Corn residue management and soil organic matter. *Agronomy Journal* 71: 625-627.
- Baret, F., y G. Guyot. 1991. Potentials and limits of vegetation indices for LAI and APAR assessment. *Remote Sensing of Environment* 35: 161-173.
- Bauer, A., y A.L. Black. 1994. Quantification of the effect of soil organic matter content on soil productivity. *Soil Science Society of America Journal* 58: 185-193.

Baveye, P.C., D. Rangel, A.R. Jacobson, M. Laba, C. Darnault, W. Otten, R.

Radulovich, y F.A. Camargo. 2011. From dust bowl to dust bowl: Soils are still very much a frontier of science. *Soil Science Society of America Journal* 75: 2037-2048.

Bayala, J., J. Balesdent, C. Marol, F. Zapata, Z. Teklehaimanot, y S. Ouedraogo. 2006. Relative contribution of trees and crops to soil carbon content in a parkland system in Burkina Faso using variations in natural  $^{13}\text{C}$  abundance. *Nutrient Cycling in Agroecosystems* 76: 193-201.

Bayer, C., L. Martin-Neto, J. Mielniczuk, C.N. Pilon, y L. Sangoi. 2001. Changes in soil organic matter fractions under subtropical no-till cropping systems. *Soil Science Society of America Journal* 65: 1473-1478.

Berg, B., y C. McClaugherty. 2007. *Plant Litter: Decomposition, Humus Formation, Carbon Sequestration*. Springer. Berlin Heidelberg, Alemania.

Bernoux, M., C.C. Cerri, C.E Cerri, M. Siqueira Nieto, A. Metay, A. Perrin, E. Scopel, T. Razafimbelo, D. Blavet, M. de C. Piccolo, M. Pavei, y E. Milne. 2006. Cropping systems, carbon sequestration and erosion in Brazil, a review. *Agronomy for Sustainable Development*: 26, 1-8.

Berthrong, S.T., C.W. Schadt, G. Piñeiro, y R.B. Jackson. 2009. Afforestation alters the composition of functional genes in soil and biogeochemical processes in South American grasslands. *Applied and Environmental Microbiology* 75: 6240-6248.

Bingeman, C.W., J.E. Varner, y W.P. Martin. 1953. The effect of the addition of organic materials on the decomposition of an organic soil. *Soil Science Society of America Journal* 17: 34-38.

Blagodatskaya, E.V. S.A. Blagodatsky, T.H. Anderson, y Y. Kuzyakov. 2007. Priming effects in Chernozem induced by glucose and N in relation to microbial growth strategies. *Applied Soil Ecology* 37: 95-105.

Blagodatskaya, E., y Y. Kuzyakov. 2008. Mechanisms of real and apparent priming effects and their dependence on soil microbial biomass and community structure: critical review. *Biology and Fertility of Soils* 45: 115-131.

Blanco-Canqui, H., y R. Lal, R. 2008. No-Tillage and soil-profile carbon sequestration: An on-farm assessment. *Soil Science Society of America Journal* 72: 693-701.

Boer, W.D., L.B. Folman, R.C. Summerbell, y L. Boddy. 2005. Living in a fungal world: impact of fungi on soil bacterial niche development. *FEMS Microbiology Reviews* 29: 795-811.

Böhm, W. 1979. *Methods of studying root systems*. Springer. Berling, Alemania.

Bolinder, M., D. Angers, M. Giroux, y M. Laverdiere. 1999. Estimating C inputs retained as soil organic matter from corn (*Zea Mays* L.). *Plant and Soil* 215: 85-91.

Bolinder, M.A., D.A. Angers, y J.P. Dubuc. 1997. Estimating shoot to root ratios and annual carbon inputs in soils for cereal crops. *Agriculture, Ecosystems & Environment* 63: 61-66.

Bolinder, M.A., H.H. Janzen, E.G. Gregorich, D.A Angers, y A.J. VandenBygaart. 2007. An approach for estimating net primary productivity and annual carbon inputs to soil for common agricultural crops in Canada. *Agriculture, Ecosystems & Environment* 118: 29-42.

- Boyer, E.W., C.L. Goodale, N.A. Jaworski, y R.W. Howarth. 2002. Anthropogenic nitrogen sources and relationships to riverine nitrogen export in the northeastern U.S.A. *Biogeochemistry* 57-58: 137-169.
- Broadbent, F.E., y T. Nakashima. 1974. Mineralization of carbon and nitrogen in soil amended with carbon-13 and nitrogen-15 labeled plant material. *Soil Science Society of America Journal* 38: 313-315.
- Bunnell, F.L., D.E.N. Tait, P.W. Flanagan, y K. Van Clever. 1977. Microbial respiration and substrate weight loss I: A general model of the influences of abiotic variables. *Soil Biology and Biochemistry* 9: 33-40.
- Burke, I.C., C.M. Yonker, W.J. Parton, C.V. Cole, K. Flach, and D.S. Schimel. 1989. Texture, climate, and cultivation effects on soil organic content in U.S. grassland soils. *Soil Science Society of America Journal* 53: 800-805.
- Buyanovsky, G., y G. Wagner. 1986. Post-harvest residue input to cropland. *Plant and Soil* 93: 57-65.
- Caldeira, K., y M.E. Wickett. 2003. Oceanography: Anthropogenic carbon and ocean pH. *Nature* 425: 365-365.
- Cambardella, C.A., y E.T. Elliott. 1992. Particle soil organic-matter changes across a grassland cultivation sequence. *Soil Society of America Journal* 56: 777-783.
- Campbell, C.A., G.P. Lafond, R.P. Zentner, y V.O. Biederbeck. 1991. Influence of fertilizer and straw baling on soil organic matter in a thin black chernozem in western Canada. *Soil Biology and Biochemistry* 23: 443-446.

Campbell, C.A., R.P. Zentner, B.C. Liang, G. Roloff, E.C. Gregorich, y B. Blomert. 2000. Organic C accumulation in soil over 30 years in semiarid southwestern Saskatchewan – Effect of crop rotations and fertilizers. *Canadian Journal of Soil Science* 80: 179-192.

Carbonell-Bojollo, R., M. Repullo-Ruibérriz de Torres, A. Rodríguez-Lizana, y R. Ordóñez-Fernández. 2012. Influence of soil and climate conditions on CO<sub>2</sub> emissions from agricultural soils. *Water, Air, & Soil Pollution* 223: 3425-3435.

Clapp, C.E., R.R. Allmaras, M.F. Layese, D.R. Linden, y R.H. Dowdy. 2000. Soil organic carbon and <sup>13</sup>C abundance as related to tillage, crop residue, and nitrogen fertilization under continuous corn management in Minnesota. *Soil and Tillage Research* 55: 127-142.

Clay, D.E., J. Chang, S.A. Clay, J. Stone, R.H. Gelderman, G.C. Carlson, K. Reitsma, M. Jones, L. Janssen, y T. Schumacher. 2012. Corn yields and no-tillage affects carbon sequestration and carbon footprints. *Agronomy Journal* 104: 763-770.

Coleman, K., y D. Jenkinson. 1996. RothC-26.3 – A model for the turnover of carbon in soil. p. 237-246. *En: Powlson, D., P. Smith, J. Smith (Eds.). Evaluation of soil organic matter models. Springer. Berlin, Alemania.*

Cotrufo, M.F., M.D. Wallenstein, C.M. Boot, K. Denef, y E. Paul. 2013. The Microbial Efficiency- Matrix Stabilization (MEMS) framework integrates plant litter decomposition with soil organic matter stabilization: do labile plant inputs form stable soil organic matter? *Global Change Biology* 19: 988-995.

Craine, J.M., C. Morrow, y N. Fierer. 2007. Microbial nitrogen limitation increases decomposition. *Ecology* 88: 2105-2113.

- Crow, S.E., K. Lajtha, R.D. Bowden, Y. Yano, J.B. Brant, B.A. Caldwell, y E.W. Sulzman. 2009. Increased coniferous needle inputs accelerate decomposition of soil carbon in an old-growth forest. *Forest Ecology and Management* 258: 2224-2232.
- Chemidlin Prévost-Bouré, N., K. Soudani, C. Damesin, D. Berveiller, J.C. Lata, y E. Dufrêne. 2010. Increase in aboveground fresh litter quantity over-stimulates soil respiration in a temperate deciduous forest. *Applied Soil Ecology* 46: 26-34.
- Chirinda, N., S.D. Roncossek, G.Heckrath, L. Elsgaard, I.K. Thomsen y J.E Olesen. 2014. Root and soil carbon distribution at shoulderslope and footslope positions of temperate toposequences cropped to winter wheat. *Catena* 123: 99-105.
- Davidson, E.A., y I.L. Ackerman. 1993. Changes in soil carbon inventories following cultivation of previously untilled soils. *Biogeochemistry* 20: 161-193.
- de Graaff, J., A. Aklilu, M. Ouessar, S. Asins-Velis, y A. Kessler. 2013. The development of soil and water conservation policies and practices in five selected countries from 1960 to 2010. *Land Use Policy* 32: 165-174.
- Desjardins, T., F. Andreux, B. Volkoff, y C.C. Cerri. 1994. Organic carbon and  $^{13}\text{C}$  contents in soils and soil size-fractions, and their changes due to deforestation and pasture installation in eastern Amazonia. *Geoderma* 61: 103-118.
- Desjardins, T., P.J. Folgarait, A. Pando-Bahuon, C. Girardin, y P. Lavelle. 2006. Soil organic matter dynamics along a rice chronosequence in north-eastern Argentina: Evidence from natural  $^{13}\text{C}$  abundance and particle size fractionation. *Soil Biology and Biochemistry* 38: 2753-2761.
- Dexter, A.R., y E.A. Czyż. 2000. Soil physical quality and the effects of management. p. 163-165. *En: Wilson, M.J., y B. Maliszewska-Kordybach (Eds.). Soil quality,*

sustainable agriculture and environmental security in central and eastern Europe.

Springer. Netherlands.

Díaz-Zorita, M., G.A. Duarte, y J.H. Grove. 2002. A review of no-till systems and soil management for sustainable crop production in the subhumid and semiarid Pampas of Argentina. *Soil and Tillage Research* 65: 1-18.

Domínguez, G.F., N.V. Diovisalvi, G.A. Studdert, y M.G. Monterubbianesi. 2009. Soil organic C and N fractions under continuous cropping with contrasting tillage systems on mollisols of the southeastern Pampas. *Soil and Tillage Research* 102: 93-100.

Dorodnikov, M., Y. Kuzyakov, A. Fangmeier, y G.L.B. Wiesenberger. 2011. C and N in soil organic matter density fractions under elevated atmospheric CO<sub>2</sub>: Turnover vs. stabilization. *Soil Biology and Biochemistry* 43: 579-589.

DuPont, S.T., J. Beniston, J.D. Glover, A. Hodson, S.W. Culman, R. Lal y H. Ferris. 2014. Root traits and soil properties in harvested perennial grassland, annual wheat, and never-tilled annual wheat. *Plant and Soil* 381: 405-420.

DuPont, S.T., S.W. Culman, H. Ferris, D.H. Buckley, y J.D. Glover. 2010. No-tillage conversion of harvested perennial grassland to annual cropland reduces root biomass, decreases active carbon stocks, and impacts soil biota. *Agriculture, Ecosystems & Environment* 137: 25-32.

Duran, A. 1998. Contenido y distribución geográfica de carbono orgánico en los suelos del Uruguay. *Agrociencia* 2: 37-47.

Ellis, E.C. 2011. Anthropogenic transformation of the terrestrial biosphere.

*Philosophical transactions of the royal society A: Mathematical, Physical and Engineering Sciences* 369: 1010-1035.



Ellis, E.C., K. Klein Goldewijk, S. Siebert, D. Lightman, y N. Ramankutty. 2010. Anthropogenic transformation of the biomes, 1700 to 2000. *Global Ecology & Biogeography* 19: 589-606.

Ernst, O. 2013. Denunciando el presente, imaginando el futuro. *Cangüe* 34: 2-11.

Ernst, O., y G. Siri-Prieto. 2006. Soil organic carbon, total nitrogen, tillage and crop-pasture rotation. p. 132-139. *En*: Horn, R., H. Fleige, S. Peth, and X. Peng (Eds.). *Soil management for sustainability. Advances in GeoEcology* 38. Catena Verlag. Reiskirchen, Alemania.

Ernst, O., y G. Siri-Prieto. 2009. Impact of perennial pasture and tillage systems on carbon input and soil quality indicators. *Soil and Tillage Research* 105: 260-268.

Ernst, O., G. Siri-Prieto, y M. Cadenazzi. 2009. Influence of crop-pasture rotation and tillage system on yields of wheat, soybean, barley, sorghum and sunflower in Uruguay. *Journal of Agricultural Machinery Science* 53: 253-262.

FAO. 1988. *World Agriculture Toward 2000: An FAO Study*. N. Alexandratos (ed.). Bellhaven Press, London. 338 pp.

Fabrizzi, K.P., A. Morón, y F.O. García. 2003. Soil carbon and nitrogen organic fractions in degraded vs. non-degraded Mollisols in Argentina. *Soil Science Society of America Journal* 67: 1831-1841.

Fierer, N., M.A. Bradford, y R.B. Jackson. 2007. Toward an ecological classification of soil bacteria. *Ecology* 88: 1354-1364.

Foley, J.A., R. DeFries, G.P. Asner, C. Barford, G. Bonan, S.R. Carpenter, F.S. Chapin, M.T. Coe, G.C. Daily, H.K. Gibbs, J.H. Helkowski, T. Holloway, E.A. Howard, C.J.

Kucharik, C. Monfreda, J.A. Patz, I.C. Prentice, N. Ramankutty, y P.K. Snyder. 2005. Global consequences of land use. *Science* 309: 570-574.

Fontaine, S., G. Bardoux, L. Abbadie, A. Mariotti, y D. Wardle. 2004. Carbon input to soil may decrease soil carbon content. *Ecology Letters* 7: 314-320.

Fontaine, S., y S. Barot. 2005. Size and functional diversity of microbe populations control plant persistence and long-term soil carbon accumulation. *Ecology Letters* 8: 1075-1087.

Fontaine, S., S. Barot, P. Barre, N. Bdioui, B. Mary, y C. Rumpel. 2007. Stability of organic carbon in deep soil layers controlled by fresh carbon supply. *Nature* 450: 277-280.

Fontaine, S., A. Mariotti, L. Abbadie. 2003. The priming effect of organic matter: a question of microbial competition? *Soil Biology and Biochemistry* 35: 837-843.

Forster, P., V. Ramaswamy, P. Artaxo, T. Berntsen, R. Betts, D.W. Fahey, J. Haywood, J. Lean, D.C. Lowe, G. Myhre, J. Nganga, R. Prinn, G. Raga, M. Schulz, y R. van Dorland. 2007. Changes in atmospheric constituents and in radiative forcing. p. 131-234. *En: Solomon, S., D. Qin, M. Manning, Z. Chen, M. Marquis, K.B. Averyt, M. Tignor, y H.L. Miller (Eds.). Climate change 2007: The physical science basis. contribution of working group I to the fourth assessment report of the intergovernmental panel on climate change. Cambridge University Press. Cambridge, United Kingdom and New York, USA.*

Foy, R.H., y S.D. Lennox. 2006. Evidence for a delayed response of riverine phosphorus exports from increasing agricultural catchment pressures in the Lough Neagh catchment. *Limnology and Oceanography* 51: 639-654.

Gale, W.J., Cambardella, C.A., 2000. Carbon Dynamics of Surface Residue- and Root-derived Organic Matter under Simulated No-till. *Soil Sci Soc Am J* 64, 190-195.

Gale, W.J., C.A. Cambardella, y T.B. Bailey. 2000. Surface residue– and root-derived carbon in stable and unstable aggregates. *Soil Science Society of America Journal* 64: 196-201.

Galloway, J.N. 2005. The global nitrogen cycle: past, present and future. *Science in China. Series C. Spec.* 48: 669-677.

García-Lamothe, A., 1994. Manejo del nitrógeno para aumentar la productividad de trigo. *Serie Técnica INIA* 54: 1-27.

García-Prechac, F., O. Ernst, G. Siri-Prieto, y J.A. Terra. 2004. Integrating no-till into crop-pasture rotations in Uruguay. *Soil & Tillage Research* 77: 1-13.

Garten, C.T., y S.D. Wulschleger. 2000. Soil carbon dynamics beneath Switchgrass as indicated by stable isotope analysis. *Journal of Environmental Quality* 29: 645-653.

Gentile, R.M., D.L. Martino, y M.H. Entz. 2003. Root characterization of three forage species grown in southwestern Uruguay. *Canadian Journal of Plant Science* 83: 785-788.

Glover, J.D., C.M. Cox, y J.P. Reganold. 2007. Future farming: a return to roots? *Scientific American* 297: 83-89.

Godbold, D., M. Hoosbeek, M. Lukac, M.F. Cotrufo, I. Janssens, R. Ceulemans, A. Polle, E. Velthorst, G. Scarascia-Mugnozza, P. Angelis, F. Miglietta, y A. Peressotti. 2006. Mycorrhizal hyphal turnover as a dominant process for carbon input into soil organic matter. *Plant and Soil* 281: 15-24.

Gregorich, E.G., C.M. Monreal, y B.H. Ellert. 1995. Turnover of soil organic matter and storage of corn residue carbon estimated from natural  $^{13}\text{C}$  abundance. *Canadian Journal of Soil Science* 75: 161-167.

Gregorich, E.G., P. Rochette, S. McGuire, B.C. Liang, y R. Lessard. 1998. Soluble organic carbon and carbon dioxide fluxes in maize fields receiving spring-applied manure. *Journal of Environmental Quality* 27: 209-214.

Guenet, B., S. Juarez, G. Bardoux, L. Abbadie, y C. Chenu. 2012. Evidence that stable C is as vulnerable to priming effect as is more labile C in soil. *Soil Biology and Biochemistry* 52: 43-48.

Guenet, B., C. Neill, G. Bardoux, y L. Abbadie. 2010. Is there a linear relationship between priming effect intensity and the amount of organic matter input? *Applied Soil Ecology* 46: 436-442.

Hassink, J., y A.P. Whitmore. 1997. A model of the physical protection of organic matter in soils. *Soil Science Society of America Journal* 61: 131-139.

Hendrix, P.F., A.J. Franzluebbers, y D.V. McCracken. 1998. Management effects on C accumulation and loss in soils of the southern Appalachian Piedmont of Georgia. *Soil and Tillage Research* 47: 245-251.

Hendrix, P.F., C.R. Han, y P.M. Groffman. 1988. Soil respiration in conventional and no-tillage agroecosystems under different winter cover crop rotations. *Soil and Tillage Research* 12: 135-148.

Hénin, S., y M. Dupuis. 1945. Essai de bilan de la matière organique du sol. *Annales agronomiques* 15: 17-29.

- Henriksen, T.M., y T.A. Breland. 1999. Nitrogen availability effects on carbon mineralization, fungal and bacterial growth, and enzyme activities during decomposition of wheat straw in soil. *Soil Biology and Biochemistry* 31: 1121-1134.
- Hermle, S., T. Anken, J. Leifeld, y P. Weisskopf. 2008. The effect of the tillage system on soil organic carbon content under moist, cold-temperate conditions. *Soil and Tillage Research* 98: 94-105.
- Huete, A., K. Didan, T. Miura, E.P. Rodriguez, X. Gao, y L.G. Ferreira. 2002. Overview of the radiometric and biophysical performance of the MODIS vegetation indices. *Remote Sensing of Environment* 83: 195-213.
- Huggins, D.R., R.R. Allmaras, C.E. Clapp, J.A. Lamb, y G.W. Randall. 2007. Corn-soybean sequence and tillage effects on soil carbon dynamics and storage. *Soil Science Society of America Journal* 71: 145-154.
- Huggins, D.R., C.E. Clapp, R.R. Allmaras, J.A. Lamb, y M.F. Layese. 1998. Carbon dynamics in corn-soybean sequences as estimated from natural Carbon-13 abundance. *Soil Science Society of America Journal* 62: 195-203.
- Hunt, H.W. 1977. A simulation model for decomposition in grasslands. *Ecology* 58: 469-484.
- Jackson, R.B., J. Canadell, J.R. Ehleringer, H.A. Mooney, O.E. Sala, y E.D. Schulze. 1996. A global analysis of root distributions for terrestrial biomes. *Oecologia* 108: 389-411.
- Janzen, H.H., C.A. Campbell, R.C. Izaurralde, B.H. Ellert, N. Juma, W.B. McGill, y R.P. Zentner. 1998. Management effects on soil C storage on the Canadian prairies. *Soil & Tillage Research* 47: 181-195.

- Jenkinson, D.S., S.P.S. Andrew, J.M. Lynch, M.J. Goss, y P.B. Tinker. 1990. The turnover of organic carbon and nitrogen in soil. *Philosophical Transactions of the Royal Society of London. Series B: Biological Sciences* 329: 361-368.
- Jenkinson, D.S., R.H. Fox, J.H. Rayner. 1985. Interactions between fertilizer nitrogen and soil nitrogen—the so-called ‘priming’ effect. *Journal of Soil Science* 36: 425-444.
- Justice, C.O., J.R.G. Townshend, E.F. Vermote, E. Masuoka, R.E. Wolfe, N. Saleous, D.P. Roy, y J.T. Morisette. 2002. An overview of MODIS land data processing and product status. *Remote Sensing of Environment* 83: 3-15.
- Kätterer, T., M.A. Bolinder, O. Andrén, H. Kirchmann, y L. Menichetti. 2011. Roots contribute more to refractory soil organic matter than above-ground crop residues, as revealed by a long-term field experiment. *Agriculture, Ecosystems & Environment* 141: 184-192.
- Kemanian, A.R., y C.O. Stöckle. 2010. C-Farm: A simple model to evaluate the carbon balance of soil profiles. *European Journal of Agronomy* 32: 22-29.
- Kemanian, A.R., C.O. Stöckle, D.R. Huggins, L.M. Viega. 2007. A simple method to estimate harvest index in grain crops. *Field Crops Research* 103: 208-216.
- Key, R.M., A. Kozyr, C.L. Sabine, K. Lee, R. Wanninkhof, J.L. Bullister, R.A. Feely, F.J. Millero, C. Mordy, y T.H. Peng. 2004. A global ocean carbon climatology: results from global data analysis project (GLODAP). *Global Biogeochemical Cycles* 18: GB4031.
- Kisselle, K.W., C.J. Garrett, S. Fu, P.F. Hendrix, D.A. Crossley Jr, D.C. Coleman, y R.L. Potter. 2001. Budgets for root-derived C and litter-derived C: comparison between conventional tillage and no tillage soils. *Soil Biology and Biochemistry* 33: 1067-1075.

- Kong, A.Y., y J. Six. 2010. Tracing root vs. residue carbon into soils from conventional and alternative cropping systems. *Soil Science Society of America Journal* 74: 1201-1210.
- Körner, C., y J.A. Arnone. 1992. Responses to elevated carbon dioxide in artificial tropical ecosystems. *Science* 257: 1672-1675.
- Kowalenko, C.G., K.C. Ivarson, D.R. Cameron. 1978. Effect of moisture content, temperature and nitrogen fertilization on carbon dioxide evolution from field soils. *Soil Biology and Biochemistry* 10: 417-423.
- Krause, M., H. Lotze-Campen, A. Popp, J.P. Dietrich, y M. Bonsch. 2013. Conservation of undisturbed natural forests and economic impacts on agriculture. *Land Use Policy* 30: 344-354.
- Kumar, S., A. Kadono, R. Lal, W. Dick. 2012. Long-term no-till impacts on organic carbon and properties of two contrasting soils and corn yields in Ohio. *Soil Science Society of America Journal* 76: 1798-1809.
- Kuzyakov, Y. 2010. Priming effects: interactions between living and dead organic matter. *Soil Biology and Biochemistry* 42: 1363-1371.
- Kuzyakov, Y., J.K. Friedel, y K. Stahr. 2000. Review of mechanisms and quantification of priming effects. *Soil Biology and Biochemistry* 32: 1485-1498.
- Kuzyakov, Y., y K. Schneckenberger. 2004. Review of estimation of plant rhizodeposition and their contribution to soil organic matter formation. *Archives of Agronomy and Soil Science* 50: 115 - 132.

- Lal, R. 1997. Residue management, conservation tillage and soil restoration for mitigating greenhouse effect by CO<sub>2</sub>-enrichment. *Soil and Tillage Research* 43: 81-107.
- Lal, R. 2004. Soil carbon sequestration to mitigate climate change. *Geoderma* 123: 1-22.
- Larionova, A., B. Zolotareva, I. Yevdokimov, S. Bykhovets, Y. Kuzyakov, y F. Buegger. 2011. Identification of labile and stable pools of organic matter in an agrogray soil. *Eurasian Soil Science* 44: 628-640.
- Larson, W.E., C.E. Clapp, W.H. Pierre, y Y.B. Morachan. 1972. Effects of increasing amounts of organic residues on continuous corn: II. Organic carbon, nitrogen, phosphorus, and sulfur. *Agronomy Journal* 64: 204-209.
- Löhnis, F. 1926. Nitrogen availability of green manures. *Soil Science* 22: 253-290.
- Malézieux, E., Y. Crozat, C. Dupraz, M. Laurans, D. Makowski, H. Ozier-Lafontaine, B. Rapidel, S. de Tourdonnet, y M. Valantin-Morison. 2008. Mixing plant species in cropping systems: concepts, tools and models. A review. *Agronomy for Sustainable Development* 29: 43-62.
- Mambelli, S., J.A. Bird, G. Gleixner, T.E. Dawson, y M.S. Torn. 2011. Relative contribution of foliar and fine root pine litter to the molecular composition of soil organic matter after in situ degradation. *Organic Geochemistry* 42: 1099-1108.
- Manzoni, S., R.B. Jackson, J.A. Trofymow, y A. Porporato. 2008. The global stoichiometry of litter nitrogen mineralization. *Science* 321: 684-686.



- Manzoni, S., J.A. Trofymow, R.B. Jackson, y A. Porporato. 2010. Stoichiometric controls on carbon, nitrogen, and phosphorus dynamics in decomposing litter. *Ecological Monographs* 80: 89-106.
- Martin, A., A. Mariotti, J. Balesdent, P. Lavelle, y R. Vuattoux. 1990. Estimate of organic matter turnover rate in a savanna soil by  $^{13}\text{C}$  natural abundance measurements. *Soil Biology and Biochemistry* 22: 517-523.
- McCree, K.J. 1972 Test of current definitions of photosynthetically active radiation against leaf photosynthesis data. *Agricultural Meteorology* 10: 443-453.
- Miglierina, A.M. J.O. Iglesias, M.R. Landriscini, J.A. Galantini, y R.A. Rosell. 2000. The effects of crop rotation and fertilization on wheat productivity in the Pampean semiarid region of Argentina. 1. Soil physical and chemical properties. *Soil and Tillage Research* 53: 129-135.
- Miltner, A., R. Kindler, H. Knicker, H-H. Richnow, y M. Kästner. 2009. Fate of microbial biomass-derived amino acids in soil and their contribution to soil organic matter. *Organic Geochemistry* 40: 978-985.
- Monteith, J.L. 1972. Solar radiation and productivity in tropical ecosystems. *Journal of Applied Ecology* 9: 747-766.
- Moron, A., W. Baethgen, y R.M. Díaz Rossello. 1994. Materia orgánica en la rotación cultivo-pastura. *Serie Técnica INIA La Estanzuela* 41, 1-16
- Murage, E.W., P. Voroney, y R.P. Beyaert. 2007. Turnover of carbon in the free light fraction with and without charcoal as determined using the  $^{13}\text{C}$  natural abundance method. *Geoderma* 138: 133-143.

- Moyano, F.E., S. Manzoni y C. Chenu. 2013. Responses of soil heterotrophic respiration to moisture availability: An exploration of processes and models. *Soil Biology and Biochemistry* 59: 72-85.
- Nottingham, A.T., H. Griffiths, P.M. Chamberlain, A.W. Stott, y E.V.J. Tanner. 2009. Soil priming by sugar and leaf-litter substrates: A link to microbial groups. *Applied Soil Ecology* 42: 183-190.
- Orr, J.C., V.J. Fabry, O. Aumont, L. Bopp, S.C. Doney, R.A. Feely, A. Gnanadesikan, N. Gruber, A. Ishida, F. Joos, R.M. Key, K. Lindsay, E. Maier-Reimer, R. Matear, P. Monfray, A. Mouchet, R.G. Najjar, G-K. Plattner, K.B. Rodgers, C.L. Sabine, J.L. Sarmiento, R. Schlitzer, R.D. Slater, I.J. Totterdell, M-F. Weirig, Y. Yamanaka, y A. Yool. 2005. Anthropogenic ocean acidification over the twenty-first century and its impact on calcifying organisms. *Nature* 437: 681-686.
- Parton, W., J. Stewart, y C. Cole. 1988. Dynamics of C, N, P and S in grassland soils: a model. *Biogeochemistry* 5: 109-131.
- Paruelo, J.M., H.E. Epstein, y W.K. Lauenroth, y I.C. Burke. 1997. ANPP estimates from NDVI for the central grassland region of United States. *Ecology* 78: 953-958.
- Paruelo, J.M., E.G. Jobbágy, O.E. Sala, W.K. Lauenroth, y I.C. Burke. 1998. Functional and structural convergence of temperate grassland and shrubland ecosystem. *Ecological Applications* 8: 194-206.
- Paterson, E., y A. Sim. 2013. Soil-specific response functions of organic matter mineralization to the availability of labile carbon. *Global Change Biology* 19: 1562-1571.

- Paustian, K., H. Collins, y E. Paul. 1997. Management controls on soil carbon. *En*: E.A. Paul, K. Paustian, E.T. Elliott, y V.V. Cole (Eds.). p 15-49. Soil organic matter in temperate agroecosystems: long-term experiments in North America. CRC Press. Boca Raton, FL, USA.
- Pennock, D.J., y C. van Kessel. 1997. Effect of agriculture and of clear-cut forest harvest on landscape-scale soil organic carbon storage in Saskatchewan. *Canadian Journal of Soil Science* 77: 211-218.
- Perelman, S.B., R.J.C. León, y M. Oesterheld. 2001. Cross-scale vegetation patterns of Flooding Pampa grasslands. *Journal of Ecology* 89: 562-577.
- Peterson, G.A., A.D. Halvorson, J.L. Havlin, O.R. Jones, D.J. Lyon, y D.L. Tanaka. 1998. Reduced tillage and increasing cropping intensity in the Great Plains conserves soil C. *Soil and Tillage Research* 47: 207-218.
- Pinto, P. 2012. ¿Se pueden introducir cultivos de cobertura en los barbechos de la región agrícola central de Argentina y el Litoral Uruguayo? Tesis de grado - Universidad de Buenos Aires, p. 47.
- Piñeiro, G., M. Oesterheld, y J. Paruelo. 2006. Seasonal variation in aboveground production and radiation-use efficiency of temperate rangelands estimated through remote sensing. *Ecosystems* 9: 357-373.
- Piñeiro, G., J.M. Paruelo, y M. Oesterheld. 2006. Potential long-term impacts of livestock introduction on carbon and nitrogen cycling in grasslands of Southern South America. *Global Change Biology* 12: 1267-1284.
- Piñeiro, G., J.M. Paruelo, E.G. Jobbágy, R.B. Jackson, y M.R.B., Oesterheld, M., 2009. Grazing effects on belowground C and N stocks along a network of cattle exclosures in

temperate and subtropical grasslands of South America. *Global Biogeochemical Cycles* 23, GB2003.

Plénet, D., E. Lubet, y C. Juste. 1993. Évolution à long terme du statut carboné du sol en monoculture non irriguée du maïs (*Zea mays* L). *Agronomie* 13: 685-698.

Power, J.F., W.W. Wilhelm, y J.W. Doran. 1986. Crop residue effects on soil environment and dryland maize and soya bean production. *Soil and Tillage Research* 8: 101-111.

Puget, P., y L.E. Drinkwater. 2001. Short-term dynamics of root- and shoot-derived carbon from a leguminous green manure. *Soil Science Society of America Journal* 65: 771-779.

Quincke, A., A. Morón, J. Sawchik, A. García y R. Díaz. 2009. Dinámica del C orgánico en sistemas agrícolas de Uruguay. Serie de actividades de difusión INIA 587: 1-6.

Rasmussen, P.E., S.L Albrecht, y R.W. Smiley. 1998. Soil C and N changes under tillage and cropping systems in semi-arid Pacific Northwest agriculture. *Soil and Tillage Research* 47: 197-205.

Rasmussen, P.E., y W.J. Parton. 1994. Long-term effects of residue management in wheat-fallow: I. Inputs, yield, and soil organic matter. *Soil Science Society of America Journal* 58: 523-530.

Rasmussen, P.E., and R.W. Smiley. 1997. Soil carbon and nitrogen change in long-term agricultural experiments at Pendleton, Oregon. *En*: E.A. Paul, K. Paustian, E.T. Elliott, y V.V. Cole. (Eds.). p. 353-360. *Soil organic matter in temperate agroecosystems: long-term experiments in North America*. CRC Press. Boca Raton, FL, USA.

- Rasse, D., C. Rumpel, y M-F. Dignac. 2005. Is soil carbon mostly root carbon? Mechanisms for a specific stabilisation. *Plant and Soil* 269: 341-356.
- Ratnadass, A., P. Fernandes, J. Avelino, y R. Habib. 2012. Plant species diversity for sustainable management of crop pests and diseases in agroecosystems: A review. *Agronomy for Sustainable Development* 32: 273-303.
- Reeves, D.W. 1997. The role of soil organic matter in maintaining soil quality in continuous cropping systems. *Soil and Tillage Research* 43: 131-167.
- Ribeiro Palacios, M., E. Huber-Sannwald, L. García Barrios, F. Peña de Paz, J. Carrera Hernández, M.D.G. Galindo Mendoza. 2013. Landscape diversity in a rural territory: Emerging land use mosaics coupled to livelihood diversification. *Land Use Policy* 30: 814-824.
- Russelle, M.P., M.H. Entz, y A.J. Franzluebbbers. 2007. Reconsidering integrated crop–livestock systems in North America. *Agronomy Journal* 99: 325-334.
- Salvo, L., J. Hernández, y O. Ernst. 2010. Distribution of soil organic carbon in different size fractions, under pasture and crop rotations with conventional tillage and no-till systems. *Soil and Tillage Research* 109: 116-122.
- Sayer, E.J., M.S. Heard, H.K. Grant, T.R. Marthews, y E.V.J. Tanner. 2011. Soil carbon release enhanced by increased tropical forest litterfall. *Nature Climate Change* 1: 304-307.
- Saxton, K.E., y W.J. Rawls. 2006. Soil Water Characteristic Estimates by Texture and Organic Matter for Hydrologic Solutions. *Soil Science Society of America Journal* 70, 1569-1578.

Schimel, D.S. 1995. Terrestrial ecosystems and the carbon cycle. *Global Change Biology* 1: 77-91.

Schmidt, M.W.I., M.S. Torn, S. Abiven, T. Dittmar, G. Guggenberger, I.A. Janssens, M. Kleber, I. Kogel-Knabner, J. Lehmann, D.A.C. Manning, P. Nannipieri, D.P. Rasse, S. Weiner, y S.E. Trumbore. 2011. Persistence of soil organic matter as an ecosystem property. *Nature* 478: 49-56.

Shahzad, T., C. Chenu, C. Repinçay, C. Mougin, J-L. Ollier, y S. Fontaine. 2012. Plant clipping decelerates the mineralization of recalcitrant soil organic matter under multiple grassland species. *Soil Biology and Biochemistry* 51: 73-80.

Simpson, A.J., M.J. Simpson, E. Smith, y B.P. Kelleher. 2007. Microbially derived inputs to soil organic matter: are current estimates too low? *Environmental Science and Technology* 41: 8070-8076.

Sollins, P., M.G. Kramer, C. Swanston, K. Lajtha, T. Filley, A.K. Aufdenkampe, R. Wagai, y R.D. Bowden. 2009. Sequential density fractionation across soils of contrasting mineralogy: evidence for both microbial- and mineral-controlled soil organic matter stabilization. *Biogeochemistry* 96: 209-231.

Soriano, A. 1992. Rio de la Plata grasslands. *En: Coupland, RT. (Ed.). p 367-407. Ecosystems of the World, Vol 8A. Natural Grasslands. Introduction and Western Hemisphere. Elsevier. Amsterdam, Holanda.*

Stewart, C.E., A.F. Plante, K. Paustian, R.T. Conant, y J. Six. 2008. Soil carbon saturation: linking concept and measurable carbon pools. *Soil Science Society of America Journal* 72: 379-392.

Studdert, G.A., y H.E. Echeverría. 2000. Crop rotations and nitrogen fertilization to manage soil organic carbon dynamics. *Soil Science Society of America Journal* 64: 1496-1503.

Sulzman, E.W., J.B. Brant, R.D. Bowden, y K. Lajtha. 2005. Contribution of aboveground litter, belowground litter, and rhizosphere respiration to total soil CO<sub>2</sub> efflux in an old growth coniferous forest. *Biogeochemistry* 73: 231-256.

Swift, M.J., O.W. Heal, y J.M. Anderson. 1979. Decomposition in terrestrial ecosystems. *Studies in Ecology*. Blackwell Scientific Publications. Oxford, UK.

Talbot, J.M., S.D. Allison, y K.K. Treseder. 2008. Decomposers in disguise: mycorrhizal fungi as regulators of soil C dynamics in ecosystems under global change. *Functional Ecology* 22: 955-963.

Vitousek, P.M., H.A. Mooney, J. Lubchenco, y J.M. Melillo. 1997. Human domination of earth's ecosystems. *Science* 277: 494-499.

Wander, M.M., y X. Yang. 2000. Influence of tillage on the dynamics of loose- and occluded-particulate and humified organic matter fractions. *Soil Biology and Biochemistry* 32: 1151-1160.

West, T.O., y W.M. Post. 2002. Soil organic carbon sequestration rates by tillage and crop rotation: A global data analysis. *Soil Science Society of America Journal* 66: 1930-1946.

Wildung, R.E., T.R. Garland, y B.L. Buschbom. 1975. The interdependent effects of soil temperature and water content on soil respiration rate and plant root decomposition in arid grassland soils. *Soil Biology and Biochemistry* 7: 373-378.

Yakov, K. 2010. Priming effects: interactions between living and dead organic matter. *Soil Biology and Biochemistry* 42: 1363-1371.

Zanoniani, R. 2010. Estado actual del conocimiento en producción de pasturas, brecha tecnológica. *Agrociencia* 14: 26-30.

Zhu, B., y W. Cheng. 2011. Rhizosphere priming effect increases the temperature sensitivity of soil organic matter decomposition. *Global Change Biology* 17: 2172-2183.

Zhu, B., y W. Cheng. 2012. Nodulated soybean enhances rhizosphere priming on soil organic matter decomposition more than non-nodulated soybean. *Soil Biology and Biochemistry*, 51: 56-65.